Journal of Agroecology
Homepage: https://agry.um.ac.ir/

Research Article
Vol. 14, No. 2, Summer 2022, p. 309-330

Assessing the Environmental Impacts of Soybean [*Glycine max* (L.) Merril] Cultivation in the Eastern and Central Regions of Mazandaran Province using Life Cycle Assessment

F. Mohammadi Kashka[1], Z. Tahmasebi Sarvestani[2*], H. Pirdashti[3], A. Motevali[4], and M. Nadi[5]

Received: 03-12-2020
Revised: 12-02-2021
Accepted: 27-02-2021
Available Online: 14-09-2022

How to cite this article:
Mohammadi Kashka, F., Tahmasebi Sarvestani, Z., Pirdashti, H., Motevali, A., and Nadi, M., 2022. Assessing the environmental impacts of soybean [*Glycine max* (L.) Merril] cultivation in the eastern and central regions of Mazandaran province using life cycle assessment. Journal of Agroecology 14(2):309-330.
DOI: 10.22067/agry.2021.67358.1000

Introduction

Food security and sustainable agriculture are among the most challenging issues for the human being in the present age. These daunting challenges have arisen in the face of dramatic population growth as well as rising living standards, lifestyle, and, as a result, increased demand for a variety of foods. Due to limited water resources and arable lands, to achieve more production, it is necessary to increase the yield per unit area by using more materials (e.g., chemical fertilizers, pesticides, and fossil fuels) and energy. Obviously, in addition to the higher cost, it will lead to irreparable environmental consequences. In this regard, to achieve more sustainable production of agricultural products, there is a need to carefully evaluate the environmental status of these products in order to identify environmental hotspots to optimize them. Due to this, a study was conducted to assess the environmental damages to the soybean production system in different cities of Mazandaran province with a life cycle assessment (LCA) perspective.

Materials and Methods

In the present survey, LCA approach was applied to evaluate the environmental impact and determine the most important hotspots of soybean produced in the cities scale of Mazandaran province (13 cities with soybean cultivation). LCA is a method that examines the environmental impacts associated with a product (or process) throughout its lifetime by accounting for resource consumption and pollutant emissions. For this purpose, the farm gate was considered the system boundary. Necessary data for LCA inventory were also obtained through face-to-face interviews with 303 farmers in 2019 and the EcoInvent 3.5 database in SimaPro 9.0.0.49 software. The potential environmental impacts were assessed by the IMPACT2002+ (v2.15) model in the software based on 1 ton of soybean seed produced as the functional unit (FU). Finally, impact assessment results of the soybean production system were presented in four environmental damage groups: human health, ecosystem quality, climate

1 and 2- Ph.D. Student and Associate Professor, Department of Agronomy, Faculty of Agriculture, Tarbiat Modarres University, Tehran, Iran.
3- Professor, Department of Agronomy, Genetics and Agricultural Biotechnology Institute of Tabarestan, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.
4- Assistant Professor, Department of Biosystem Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.
5- Assistant Professor, Department of Water Engineering, Faculty of Agricultural Engineering, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Iran.
(*Corresponding Author: tahmaseb@modares.ac.ir)

change, and resources.

Results and Discussion

The findings revealed that soybean cultivation in the region and under the current conditions of inputs consumption has the highest impact on human health indicators that direct emissions from diesel fuel combustion and application of chemical fertilizers in the field play a major role in this damage category. Direct emissions from field operations claimed the highest share (>51%) in increasing global warming potential, which was mainly a result of CO_2 emissions from burning diesel fuel. In addition, the findings of the present study showed that diesel fuel, followed by nitrogen fertilizer, had the most substantial role in the resources damage category. More generally, the total environmental damage for the production of 1 ton of soybean seed in surveyed cities ranged from 228.76 to 439.77 mPt, among which the cities of Galugah and Qaemshahr (228.76 and 261.18 mPt, respectively) had the least and Amol, and Sari (438.06 and 439.77 mPt, respectively) had the most value. To sum up, the LCA approach has been able to quantify the contribution of the soybean production system in causing environmental damage in the form of different damage categories by considering the amount of each of the inputs and their emissions based on a specific FU.

Conclusion

In general, it can be concluded that diesel and chemical fertilizers inputs and direct emissions caused by their consumption on farms were the most substantial environmental hotspots. These factors, in turn, arise from the mismanagement of soybean farms in Mazandaran. Hence, it seems that efficient management practices by informing farmers and support of the authorities to provide appropriate facilities to farmers can be an important step toward reducing the environmental consequences and developing the cultivation of this valuable crop in the region.

Acknowledgments

The authors would like to acknowledge the financial support of Tarbiat Modares University and the assistance of the esteemed officials of Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Agriculture-Jihad Organization of Mazandaran province, and especially the honorable farmers of this province to collect data for this study.

Keywords: Ecosystem quality, Global warming, Human health indicator, Life cycle impact assessment

نشریه بوم شناسی کشاورزی
Homepage: https://agry.um.ac.ir/

مقاله پژوهشی

بررسی اثرات زیست‌محیطی کشت سویا (*Glycine max* (L.) Merril) در مناطق شرقی و مرکزی استان مازندران با رویکرد ارزیابی چرخه حیات

فائزه محمدی کشکا[۱]، زین‌العابدین طهماسبی سروستانی[۲*]، همت‌اله پیردشتی[۳]، علی متولی[۴] و مهدی نادی[۵]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۹/۱۳
تاریخ بازنگری: ۱۳۹۹/۱۱/۲۴
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۲/۰۹

محمدی کشکا، ف.، طهماسبی سروستانی، ز.، پیردشتی، ه.، متولی ع.، و نادی، م.، ۱۴۰۱. بررسی اثرات زیست‌محیطی کشت سویا (*Glycine max* (L.) Merril) در مناطق شرقی و مرکزی استان مازندران با رویکرد ارزیابی چرخه حیات. بوم‌شناسی کشاورزی ۱۴(۲): ۳۳۰-۳۰۹.

چکیده

دستیابی به تولید بیش‌تر غذا به‌دلیل محدودیت منابع آبی و زمین‌های زراعی در مقایسه با جمعیت در حال رشد و افزایش تقاضای مصرف نیازمند افزایش عملکرد در واحد سطح با مصرف بیش‌تر مواد و انرژی است؛ که علاوه‌بر هزینه بیش‌تر منجر به پیامدهای زیست‌محیطی جبران‌ناپذیری نیز خواهد شد. در این راستا، نیاز به بررسی دقیق وضعیت زیست‌محیطی تولیدات کشاورزی به‌منظور شناسایی نقاط بحرانی زیست‌محیطی با هدف تلاش برای کاهش آن‌ها برای رسیدن به تولید پایدارتر محصولات کشاورزی احساس می‌شود. با توجه به این حقیقت، مطالعه حاضر به بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید سویا (*Glycine max* (L.) Merril) در شهرستان‌های مختلف استان مازندران با رویکرد ارزیابی چرخه حیات پرداخته است. به‌منظور تجزیه و تحلیل اثرات زیست‌محیطی از مدل IMPACT 2002+ موجود در نرم‌افزار سیماپرو (SimaPro) به‌ازای واحد کارکردی یک تن دانه تولیدی استفاده و در نهایت، نتایج ارزیابی در قالب چهار گروه آسیب سلامت انسان، کیفیت بوم‌نظام، تغییر اقلیم و خسارت به منابع ارائه گردید. نتایج پژوهش حاضر نشان داد که کشت سویا در منطقه و تحت شرایط کنونی مصرف نهاده‌ها دارای بیش‌ترین تأثیر بر شاخص آسیب سلامت انسان بوده که انتشار مستقیم (داخل مزرعه) ناشی از مصرف نهاده‌های دیزل و کود شیمیایی بیش‌ترین سهم را در این رده خسارت داشتند. از نظر پتانسیل گرمایش جهانی نیز انتشار مستقیم ناشی از عملیات زراعی (به‌ویژه نشر کربن دی اکسید حاصل از احتراق دیزل) بیش از ۵۱ درصد از خسارت کل این رده اثر را به خود اختصاص داده بود. مقادیر کل خسارت زیست‌محیطی برای تولید یک تن دانه سویا در شهرستان‌های مختلف از ۲۲۸/۷۶ mPt تا ۴۳۹/۷۷ mPt متغیر بوده که در این بین شهرستان‌های گلوگاه و قائم‌شهر، کم‌ترین و ساری و آمل، بیش‌ترین مقدار را داشتند. به‌طور کلی، نتایج این مطالعه نشان داد که تولید و استفاده از سوخت دیزل و کودهای شیمیایی اصلی‌ترین نقاط بحرانی زیست‌محیطی در تولید سویا در استان مازندران بودند. بنابراین، به‌منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی تولید سویا در این منطقه، می‌توان از روش‌های مدیریتی صحیحی چون استفاده از نهاده‌های بوم‌سازگار از جمله ریزجانداران افزاینده رشد گیاه، برقراری تناوب صحیح زراعی و قرار دادن گیاهان مناسب و سازگار با شرایط منطقه در تناوب با سویا، خاک‌ورزی حفاظتی و تجهیز و نوسازی ماشین‌آلات فرسوده بهره جست.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی اثرات چرخه حیات، شاخص سلامت انسان، کیفیت بوم‌نظام، گرمایش جهانی

۱ و ۲- به‌ترتیب دانشجوی دکتری و دانشیار گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، تهران، ایران.
۳- استاد گروه زراعت، پژوهشکده ژنتیک و زیست‌فناوری کشاورزی طبرستان، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ایران.
۴- استادیار گروه مهندسی مکانیک بیوسیستم، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، ایران.
۵- استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ایران.
(*- نویسنده مسئول: Email: tahmaseb@modares.ac.ir)

DOI: 10.22067/agry.2021.67358.1000

مقدمه

بخش کشاورزی از طریق فشردگی عملیات زراعی مانند مصرف زیاد نهاده‌ها (کودها و سموم شیمیایی)، تغییر کاربری اراضی و با ورود آلاینده‌ها به محیط زیست (آب، هوا و خاک) سبب کاهش کیفیت خاک های زراعی، به مخاطره افتادن تنوع زیستی، از بین رفتن زیستگاه‌های طبیعی و در نتیجه، کاهش توانایی بوم‌نظام‌ها در ارائه کالاها و خدمات می‌گردد (Tilman et al., 2002). از این رو، با توجه به هدف کشاورزی پایدار یعنی به حداکثر رساندن سود خالصی است که جامعه از تولیدات کشاورزی (مواد غذایی، فیبر) و خدمات بوم‌نظام دریافت می‌کند (Tilman et al., 2002) و امنیت غذایی که به‌دنبال تأمین یک منبع غذایی ثابت و سالم در طول زمان می‌باشد (Skaf et al., 2019)؛ حفظ پایداری زیست‌محیطی مسئله اصلی برای ثبات و دوام طولانی‌مدت بوم‌نظام‌های زراعی است (Singh et al., 2009). با توجه به این حقیقت، بهبود ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و بهره‌وری منابع در سامانه‌های تولید و توزیع مواد غذایی به‌منظور تولید غذای پایدار امری ضروری به‌شمار می‌رود (Roy et al., 2009).

در حال حاضر، ابزارهای مختلفی برای سنجش عملکرد و کارکرد زیست‌محیطی بخش کشاورزی و محصولات تولیدی این بخش ارائه شده است که هر یک از ابزارهای معرفی شده دارای ویژگی‌های مطلوب و همچنین محدودیت‌های مختص به خود است. با توجه به ویژگی‌های مطلوب و همچنین رویکرد جامع، در سال‌های اخیر تعداد قابل توجهی از مطالعات زیست‌محیطی مرتبط با تولیدات کشاورزی از رویکرد ارزیابی چرخه حیات[1] بهره برده‌اند (Hauschild et al., 2018). استقبال از این رویکرد به‌طور عمده مدیون این حقیقت است که ارزیابی چرخه حیات به‌عنوان یک ابزار علمی و پیشرفته زیست‌محیطی شناخته می‌شود که قابلیت هدایت جامعه جهانی به‌سوی ایجاد الگوهای تولید و مصرف پایدار را دارد (Chomkhamsri et al., 2011). این رویکرد بر اساس محاسبه دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار آلاینده‌ها به محیط‌زیست (Brentrup et al., 2004a)، ارزیابی جامعی از اثرات زیست‌محیطی (از جمله تغییر اقلیم، کاهش ازون استراتوسفری، سرشارسازی، اثر مواد سمی بر سلامت انسان و کیفیت بوم‌نظام، تخلیه منابع و...) ناشی از تمامی فعالیت ها یا فرآیندهای موجود در چرخه حیات یک محصول را ارائه می‌دهد (Rebitzer et al., 2004). از سوی دیگر، توانایی اصلی ارزیابی چرخه حیات در شناسایی نقاط بحرانی زیست‌محیطی به‌معنی تعیین عواملی است که بیش‌ترین سهم را در ایجاد بار محیط‌زیستی یک رده اثر[2] مشخص داشته (Thomassen et al., 2008) که با شناسایی آن‌ها می‌توان راهکارهای مناسبی جهت کاهش خسارت زیست‌محیطی سامانه مورد بررسی ارائه نمود. از این رو، ارزیابی چرخه حیات کامل‌ترین تصویر ممکن از اثرات متقابل فعالیت‌ها با محیط‌زیست فراهم کرده و همچنین ماهیت کلی و به هم پیوسته پیامدهای زیست‌محیطی حاصله از فعالیت‌های انسانی را به‌خوبی منعکس می‌کند. با توجه به این حقیقت، بررسی زیست‌محیطی فعالیت‌های کشاورزی به‌عنوان یکی از گسترده‌ترین فعالیت‌های انسانی که به‌منظور تأمین غذا انجام می‌شود، به‌شدت نیازمند استفاده از روش ارزیابی چرخه حیات است. از این رو، بخش کشاورزی در سراسر دنیا برای آگاهی از تصویر روشنی از تبعات زیست‌محیطی محصولات علاقه زیادی به استفاده از این رویکرد نشان داده است. برای نمونه می‌توان به بررسی زیست‌محیطی تولید محصولات زراعی کلزا (*Brassica napus* L.)، سویا و کاملینا (*Camelina sativa* L.) در آمریکا (Moeller et al., 2017)، گندم (*Triticum aestivum* L.) و ذرت (Zea *mays* L.) در کانادا (Pelletier et al., 2008) و نیشکر (*Saccharum officinarum*) در مکزیک (Meza-Palacios et al., 2019) و استرالیا (Renouf et al., 2010) اشاره نمود.

با توجه به نتایج موفقیت‌آمیز استفاده از رویکرد ارزیابی چرخه حیات در بررسی وضعیت زیست‌محیطی تولیدات کشاوزی در نقاط مختلف جهان که منجر به برداشتن گام‌های محکمی در جهت رسیدن به پایداری غذا شده است؛ این ابزار برای ارزیابی زیست‌محیطی تولیدات کشاورزی ایران نیز مورد توجه قرار گرفته است. به‌عنوان مثال، می‌توان به مطالعه سلطانی و همکاران (Soltani et al., 2011) در بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید گندم در شهرستان گرگان و مقایسه آن با اروپا اشاره نمود. نتایج این مطالعه نشان داد که تولید گندم در این منطقه دارای اثرات زیست‌محیطی قابل‌توجهی از نظر

1- Life cycle assessment (LCA)
2- Impact category

پتانسیل گرمایش جهانی، تخلیه انرژی غیر تجدیدشونده، اکسیداسیون فتوشیمیایی، سرشارسازی، اسیدی شدن و تخلیه ازون داشته و از این نظر فاصله معنی‌داری با کشورهای اروپایی (به‌عنوان حد مطلوب) وجود دارد. در ادامه نیز بیان داشتند که انتشار مستقیم از مزارع، کودها و عملیات زراعی مهم‌ترین نقش را در تولید آلاینده‌ها دارند. در ارزیابی چرخه حیات تولید برنج (*Oryza sativa* L.) در ایران نیز، نتایج مطالعه خرم‌دل و همکاران (Khorramdel et al., 2017a) نشان داد که با افزایش مقادیر کود نیتروژن مصرفی اثرات زیست‌محیطی مانند پتانسیل گرمایش جهانی به‌ازای هر تن شلتوک تولیدی افزایش یافت و بیش‌ترین میزان انتشار گازهای کربن دی اکسید (CO_2)، متان (CH_4) و نیتروس اکسید (N_2O) مربوط به بالاترین سطح مصرفی کود نیتروژن یعنی بیش از ۲۲۰ کیلوگرم در هکتار بود. نتایج آن‌ها در ادامه نیز نشان داد که انتشار سایر عناصر مانند فسفر به محیط و همچنین خاک‌ورزی فشرده می‌تواند پتانسیل بروز آلودگی را تشدید کند. در مطالعه دیگری که به‌منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام تولید ذرت در شرایط آب و هوایی مشهد انجام شد (Khorramdel et al., 2019)؛ دو رده اثر اسیدی شدن و تغییر اقلیم به‌ترتیب با مقادیر ۲/۵۹ kg SO_2eq. و ۰/۶۱ kg CO_2eq. بیش‌ترین سهم اثرات زیست‌محیطی را به‌ازای هر تن محصول تولیدی داشتند. به‌منظور کاهش این اثرات، کاربرد نهاده‌های آلی، برقراری تناوب زراعی، کشت گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن، خاک‌ورزی حداقل و کاهش مصرف نهاده‌های شیمیایی را بر مبنای بهره‌گیری از اصول کم‌نهاده مناسب دانستند.

از آنجایی که تولید سویا (*Glycine max* (L.) Meril) در ایران نسبتاً جدید است و در مناطق معدودی کشت می شود؛ با این وجود، مطالعات محدودی در رابطه با ارزیابی زیست‌محیطی تولید سویا در ایران انجام شده است. برای مثال، در ارزیابی زیست‌محیطی به‌عمل آمده برای تولید دانه سویا در استان گلستان، مصرف دو نهاده کودهای شیمیایی (عمدتاً نیتروژن) و الکتریسیته برای آبیاری به‌عنوان مهم‌ترین عوامل در ایجاد بار زیست‌محیطی رده اثر پتانسیل گرمایش جهانی در چرخه حیات این محصول گزارش شدند (Mohammadi et al., 2013). در مطالعه دیگری جهت ارزیابی چرخه حیات نظام تولید سویا در استان اردبیل، تبعات زیست‌محیطی این محصول به‌صورت رده‌های اثر سرشارسازی، اسیدی شدن، پتانسیل گرمایش جهانی و اکسیداسیون فتوشیمیایی به‌ازای هر تن سویای تولیدی مورد بررسی قرار گرفت و مصرف کودهای شیمیایی، کود حیوانی، سوخت دیزل و الکتریسته مهم‌ترین عوامل در ایجاد بار زیست‌محیطی ناشی از تولید این محصول در استان معرفی شدند (Dekamin et al., 2018). با این حال، مطالعات صورت گرفته عمدتاً محدود به شاخص‌های میانی مانند رده‌های اثر اسیدی شدن، گرمایش جهانی و سرشارسازی است؛ این نتایج تخصصی است و تفسیر و درک آن‌ها بیش‌تر مورد استفاده برای کارشناسان محیط‌زیست می‌باشد. از سوی دیگر، مصرف نهاده‌هایی چون سوخت، کودها و سموم شیمیایی در کشاورزی اثرات چشمگیری در ایجاد خسارت به سلامت انسان و کیفیت بوم‌نظام داشته که در این مطالعات مورد توجه قرار نگرفته است. از این رو، در مطالعه حاضر سعی شده تا با تلفیق شاخص‌های میانی و ارائه نتایج به‌صورت شاخص‌های پایانی (مانند رده خسارت سلامت انسان) درک نتایج برای عموم مردم، سیاست‌گذاران و تصمیم‌گیرندگان امر ملموس و قابل فهم باشد. بر این اساس، مطالعه حاضر اولین گام در بررسی خسارت‌های زیست‌محیطی به‌صورت شاخص‌های پایانی در تولید دانه سویا در شهرستان‌های مختلف استان مازندارن می‌باشد.

دانه‌های روغنی گروه مهمی از گیاهان زراعی هستند که از روغن آن‌ها برای مصارف انسانی استفاده می‌شود (Sharma et al., 2012). در این بین، گیاه دانه روغنی سویا به‌دلیل ویژگی‌های زراعی مطلوب، تولید غذای پروتئینی با کیفیت بالا برای خوراک دام، کنسانتره پروتئینی با کیفیت، به‌کارگیری آن در جیره غذایی انسان و تولید روغن‌های خوراکی از اهمیت ویژه‌ای در بازارهای جهانی برخوردار است (Alighaleh Babakhani et al., 2019). افزایش تقاضا برای این گیاه دانه روغنی در اقتصاد جهانی عمدتاً به‌دلیل افزایش مصرف روغن سویا و رشد سریع در تقاضای کنجاله آن می‌باشد (Sharma et al., 2012). از سوی دیگر، در راستای برقراری امنیت غذایی هر کشور، روغن نباتی بایستی به‌میزان مورد نیاز تأمین و در حد متعادل در الگوی مصرف خانواده‌ها قرار گیرد (Helali, 2018).

در سال‌های اخیر به‌دلیل افزایش مناطق کشت سویا در سطح جهان، توجه بیش‌تری به پیامدهای زیست‌محیطی ناشی از تولید سویا در چرخه حیاتش شده است (Dalgaard et al., 2008). ارزیابی زیست‌محیطی تولید سویا در ایران نیز از این قاعده مستثنی نیست. بدیهی است که آگاهی از پیامدهای زیست‌محیطی تولید سویا می‌تواند با شناسایی نقاط بحرانی زیست‌محیطی و تلاش برای رفع آن‌ها پایداری تولید سویا را افزایش داده و امنیت را در تولید این دانه روغنی

تضمین نماید. در راستای رسیدن به این هدف، مطالعه حاضر به بررسی اثرات زیست‌محیطی سویا در شهرستان‌های استان مازندران به‌عنوان یکی از قطب‌های مهم تولید این گیاه در ایران (Ahmadi et al., 2020) پرداخته است. نتایج این مطالعه، تصویر روشنی از تأثیر استفاده از نهاده‌های مختلف بر اثرات زیست‌محیطی ناشی از تولید این محصول در شهرستان‌های استان مازندران در اختیار مدیران، کارشناسان محیط‌زیست و کشاورزان قرار خواهد داد تا به این وسیله گام‌های درستی به‌سمت تولید پایدار سویا برداشته شود.

مواد و روش‌ها

این مطالعه در سال ۱۳۹۸ بر مبنای میزان مصرف نهاده‌ها و انتشار آلاینده‌های ناشی از آن‌ها به محیط‌زیست به‌صورت مراجعه حضوری و گفتگوی مستقیم با کشاورزان سویاکار استان مازندران انجام شد. همزمان با جمع‌آوری اطلاعات از کشاورزان و به‌منظور بررسی صحت آن، مصاحبه‌هایی با صاحب‌نظران در اداره جهاد کشاورزی و مراکز خدمات کشاورزی این استان نیز صورت گرفت. استان مازندران با وسعتی حدود ۲۳۷۵۶/۴ کیلومترمربع (۱/۴۶ درصد از مساحت کشور) در نیمه شمالی کشور و محدوده جغرافیایی ۵۰ درجه و ۳۴ دقیقه تا ۵۴ درجه و ۱۰ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۴۷ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳۵ دقیقه عرض شمالی واقع شده است (Farahani et al., 2020). این استان به‌دلیل شرایط و ویژگی‌های خاص خود از جمله موقعیت جغرافیایی، شرایط آب و هوایی، خاک حاصلخیز و منابع آبی فراوان به‌عنوان استان کشاورزی و یکی از قطب‌های تولید محصولات زراعی و باغی کشور محسوب می‌شود (Emami et al., 2017). مناطق مورد مطالعه این تحقیق شهرستان‌های تحت کشت سویا یعنی نور، آمل، بابل، بابلسر، جویبار، سیمرغ، قائم شهر، سوادکوه شمالی، ساری، میاندورود، نکا، بهشهر و گلوگاه بودند. براساس آمار و گزارش أخذ شده از سازمان جهاد کشاورزی استان مازندران، جامعه آماری (تعداد بهره‌برداران سویاکار) این مطالعه ۲۳۶۰ (N=۲۳۶۰) تن بودند که با استفاده از فرمول کوکران (Cochran, 1977)، حجم نمونه ۳۳۰ تن (n=۳۳۰) تعیین و در نهایت، به‌دلیل محدودیت‌های موجود در تحقیقات میدانی ۳۰۱ کشاورز جهت مصاحبه و جمع‌آوری اطلاعات به‌صورت تصادفی با استفاده از روش نمونه‌گیری طبقه‌ای با انتساب متناسب (Kalantari, 2017) انتخاب شدند.

در این مطالعه، روش منتخب برای ارزیابی شاخص‌های زیست‌محیطی تولید دانه روغنی سویا، رویکرد ارزیابی چرخه حیات (LCA) بود. براساس روش ارائه شده در ایزو ۱۴۰۴۰ و ۱۴۰۴۴ (ISO, 2006)، هر پروژه ارزیابی چرخه حیات شامل چهار مرحله ضروری تعریف هدف و حوزه مطالعه[1]، تحلیل سیاهه[2]، ارزیابی اثرات چرخه حیات[3] و تفسیر نتایج[4] می‌باشد. به این ترتیب، هر یک از مراحل محاسبه ارزیابی چرخه حیات نظام تولید سویا به شرح ذیل انجام شد:

تعریف هدف و حوزه مطالعه

این مرحله به‌عنوان اولین گام در هر مطالعه ارزیابی چرخه حیات، ابتدا شامل توصیف و بیان اهداف مطالعه و سپس تعیین مرزهای سامانه مورد مطالعه و واحد کارکردی بر اساس اهداف تعیین شده می‌باشد (ISO 14044, 2006; Farahani et al., 2019). بر این اساس، هدف از ارزیابی چرخه حیات مطالعه حاضر، بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید دانه سویا در شهرستان‌های مختلف استان مازندران و تعیین مهم‌ترین نقاط بحرانی زیست‌محیطی و در نتیجه، ارائه راهکارهای مناسب برای کاهش بار محیط‌زیستی مربوطه بود. بر اساس هدف تعریف شده؛ مرز سامانه و واحد کارکردی مشخص شدند.

مرز سامانه یا محدوده مورد مطالعه شامل همه مواد مصرف شده در تولید محصول و آلاینده‌های انتشاریافته مربوط به آن‌ها می‌باشد (Roy et al., 2009). به‌منظور کمّی کردن اثرات زیست‌محیطی محصول مورد مطالعه تعیین مرزهای سامانه الزامی است (Manfredi & Vignali, 2014). در این پژوهش، دروازه مزرعه به‌عنوان مرز سامانه در نظر گرفته شد. مطابق شکل ۱، تمامی عملیات‌ها و موادی که در چرخه حیات محصول سهیم هستند، داخل مرز سامانه نشان داده می‌شوند (Roy et al., 2009).

واحد کارکردی نیز ضمن این که باید با هدف و دامنه مطالعه سازگار باشد؛ مرجعی است که داده‌های ورودی و خروجی در طول چرخه حیات محصول بر مبنای آن به‌صورت کمّی بیان می‌شوند (ISO 14044, 2006). این واحد کمّی‌کننده و الزامی در محاسبات ارزیابی چرخه حیات معمولاً بر اساس شاخص‌های سطح، وزن، انرژی

1- Goal and scope definition
2- Life cycle inventory (LCI) analysis
3- Life cycle impact assessment (LCIA)
4- Interpretation of results

و ارزش اقتصادی محصولات استفاده می‌شود (Cerutti et al., 2011) که روش وزنی یکی از روش‌های معمول و رایج در مطالعات کشاورزی می‌باشد (Roy et al., 2009; Cerutti et al., 2011; Mousavi-Avval et al., 2017; Dekamin et al., 2018). در این مطالعه، یک تن دانه سویای تولیدی به‌عنوان واحد کارکردی در نظر گرفته و تمامی محاسبات (تعین ورودی‌ها و آلاینده‌های انتشاریافته بر پایه ورودی‌های مصرفی) و ارزیابی شاخص‌های زیست‌محیطی بر اساس آن انجام شد (Ntiamoah & Afrane, 2008).

تحلیل سیاهه

بعد از تعریف هدف و دامنه، صورت‌برداری یا تعیین ورودی ها (منابع مصرفی) و خروجی‌های (انتشار آلاینده‌ها) سامانه تولید سویا صورت گرفت. این مرحله به‌دلیل جمع‌آوری اطلاعات پرکارترین و زمان‌برترین مرحله ارزیابی چرخه حیات می‌باشد (Roy et al., 2009). نتیجه اصلی این بخش، ارائه فهرستی از ورودی‌ها (مواد و انرژی) و خروجی‌های (انتشار به محیط‌زیست) کمّی شده بر مبنای واحد کارکردی است که به‌عنوان ورودی برای مرحله ارزیابی اثرات در نظر گرفته می‌شود (Guinée & Lindeijer, 2002). در پژوهش حاضر، از دو مجموعه داده برای تکمیل سیاهه چرخه حیات استفاده شد.

گروه اول، داده‌های مربوط به عملیات مزرعه است که شامل مقادیر نهاده‌های مصرفی در تولید سویا (جدول ۱) و انتشار آلاینده‌های ناشی از مصرف آن‌ها در مزرعه (انتشار مستقیم[1]) می‌باشد (جدول ۲). همان‌طور که در جدول ۲ نشان داده شد؛ آلاینده‌های ناشی از تولید سویا از زمان کاشت تا برداشت محصول شامل سه دسته انتشار مستقیم به آب، خاک و هوا می‌باشد. برای محاسبه انتشار مستقیم ناشی از مصرف کودهای شیمیایی (نیتروژنه، فسفره و پتاسه)، سوخت‌های فسیلی (دیزل، نفت و بنزین) و کود حیوانی از ضرایب استاندارد موجود در منابع علمی استفاده شد (جدول ۲). لازم به ذکر است که در بیش‌تر مطالعات علمی، آلاینده‌های ناشی از مصرف کودهای شیمیایی محدود به انتشار به آب و هوا می‌باشد که در این مطالعه انتشار فلزات سنگین ناشی از کودها به خاک نیز در نظر گرفته شدند (جدول ۲). برای محاسبه میزان انتشار مستقیم ناشی از مصرف سموم شیمیایی در مزرعه نیز بر اساس مقدار ماده مؤثره موجود در سموم به‌ترتیب ۰/۰۹، ۰/۰۱ و ۰/۹ به هوا، آب و خاک (Durlinger et al., 2017) در نظر گرفته شد. داده‌های مربوط به گروه دوم نیز شامل انتشار آلاینده‌های ناشی از تولید نهاده‌های مصرفی است که تحت عنوان انتشار غیرمستقیم یا خارج از مزرعه[2] شناخته می‌شوند. اطلاعات این بخش از پایگاه داده EcoInvent 3.5 موجود در نرم‌افزار سیماپرو (SimaPro 9.0.0.49) استخراج شد.

از آنجایی که نتایج سیاهه امکان مقایسه بین سامانه‌های مختلف را فراهم نمی‌کند و نیز اثرات بالقوه زیست‌محیطی ناشی از انتشار آلاینده‌های مختلف و مصرف منابع محیطی را در نظر نمی‌گیرد؛ بنابرین به‌منظور تجزیه و تحلیل اطلاعات این بخش، ارزیابی اثرات چرخه حیات (LCIA) الزامی است (Brentrup et al., 2004b).

ارزیابی اثرات زیست‌محیطی

داده‌های صورت‌برداری شده (سیاهه) برای انجام مرحله سوم ارزیابی چرخه حیات در نرم‌افزار سیماپرو وارد و اثرات زیست‌محیطی با روش IMPACT 2002+ (v2.15) موجود در نرم‌افزار ارزیابی شد. این روش مورد استفاده در اغلب مطالعات ارزیابی اثرات زیست‌محیطی، توسط مؤسسه فناوری فدرال سوئیس توسعه یافته و شامل ۱۵ شاخص میانی یا رده اثر بوده که نتایج سیاهه را به چهار شاخص نهایی یا رده خسارت سلامت انسان، کیفیت بوم‌نظام، تغییر اقلیم و تخلیه منابع مرتبط می سازد. هر یک از این چهار گروه آسیب به‌ترتیب با واحدهای DALY[3]، PDF×m^2×yr[4]، kg CO_2eq. و MJ primary بیان می‌شوند (Jolliet et al., 2003).

ارزیابی اثرات چرخه حیات، مرحله‌ای است که در آن مجموعه نتایج مرحله قبل بر اساس اثرات محیط‌زیستی تفسیر می‌شوند (Guinée & Lindeijer, 2002). در واقع، این مرحله با تفسیر بیش‌تر نتایج سیاهه به آن‌ها مفهوم و ارزش می‌بخشد (Brentrup et al., 2004a). این مرحله از ارزیابی چرخه حیات به‌طور کلی، شامل طبقه‌بندی، ویژگی‌سازی[5]، نرمال‌سازی و ارزش‌گذاری[6] می‌باشد (et al., 2009) که در مرحله ارزش‌گذاری، اهمیت نسبی بارهای محیط‌زیستی مشخص شده در مراحل طبقه‌بندی، مشخص سازی و

1- Direct emission or On-Farm emission
2- Indirect emission or Off-Farm emission
3- Disability adjusted life years
4- Potentially disappeared fraction
5- Characterization
6- Valuation

نرمال‌سازی از طریق وزن‌دهی قابل مقایسه و تجمیع شدند.

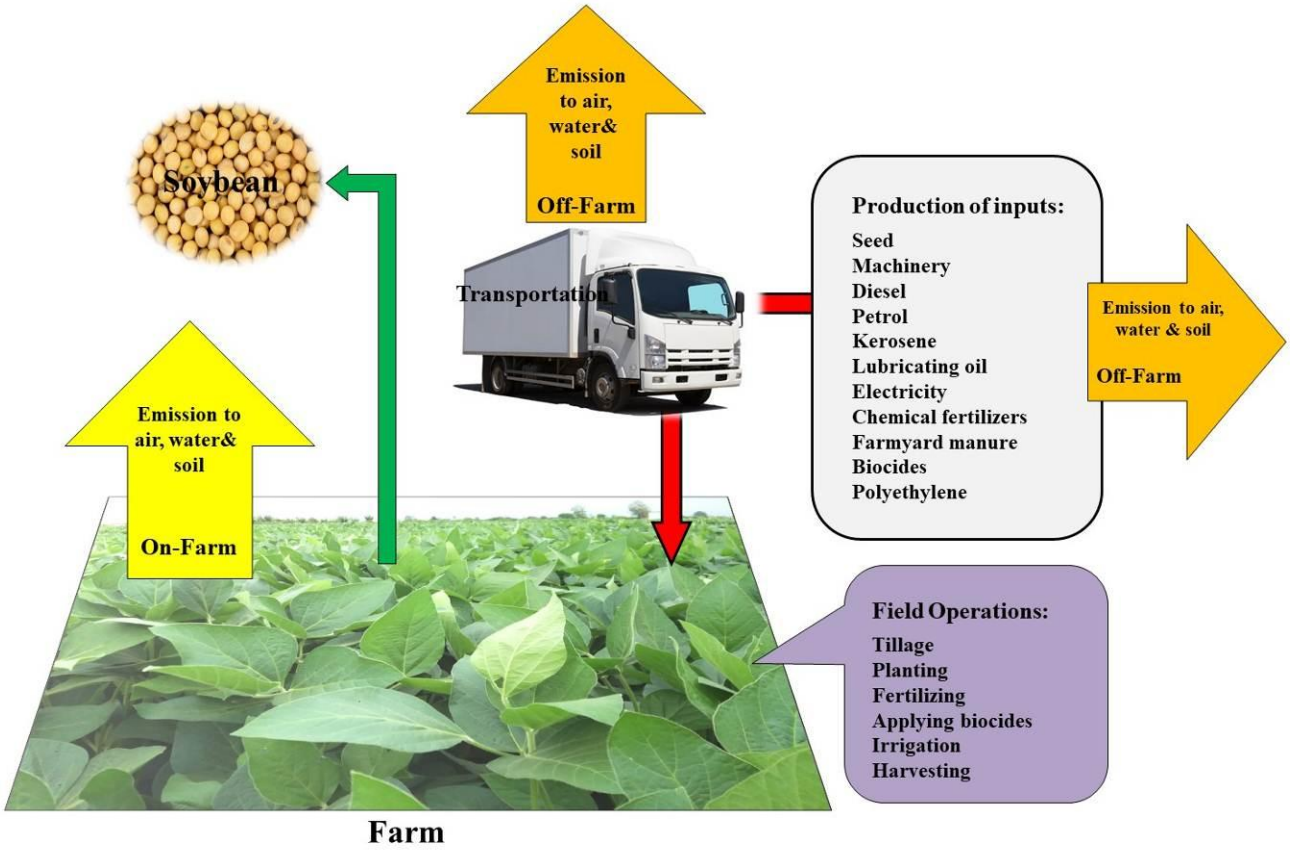
جدول ۱- مقادیر متوسط نهاده‌های مصرفی برای تولید یک تن دانه سویا در شهرستان‌های مختلف استان مازندران

Table 1- Average amounts of inputs for the production of 1 ton of soybean seed in different cities of Mazandaran province

ورودی‌ها (واحد) Inputs (Unit)	نور Nur	آمل Amol	بابل Babol	بابلسر Babolsar	جویبار Juybar	سیمرغ Simorgh	قائم‌شهر Qaemshahr	سوادکوه شمالی North Savadkuh	ساری Sari	میاندورود Miandorud	نکا Neka	بهشهر Behshahr	گلوگاه Galugah
بذر Seed (kg)	40.71±2.9	31.18±8.4	37.80±10.8	29.92±9.3	32.39±10.2	21.34±3.5	35.55±10.7	27.09±5.2	38.95±9.7	41.10±15.9	36.93±10.8	30.12±4.6	24.32±4.0
ماشین‌های کشاورزی Agricultural machinery (kg)	5.82±4.0	5.04±1.3	5.06±1.4	3.79±0.8	4.05±0.4	3.93±0.3	4.27±1.5	4.41±2.1	4.34±1.0	3.65±1.1	3.76±1.6	3.26±0.9	2.70±0.4
دیزل Diesel (kg)	70.51±31.9	85.08±23.5	64.89±16.7	43.45±11.9	46.94±8.0	42.75±6.5	42.13±7.8	60.91±28.0	54.85±30.4	50.02±8.1	56.82±29.1	51.71±15.3	30.28±3.0
روانکارها Lubricating oil (kg)	1.44±0.6	1.71±0.5	2.02±0.9	1.01±0.3	1.11±0.3	0.89±0.2	0.92±0.2	1.29±0.6	1.41±0.6	1.29±0.5	1.32±0.7	1.75±0.8	0.64±0.04
بنزین Petrol (kg)	-	-	2.98±4.7	-	-	-	-	-	0.26±0.5	-	-	0.86±0.8	-
نفت سفید Kerosene (kg)	-	-	-	-	1.48±3.0	-	-	-	4.05±8.8	9.57±19.6	-	3.83±2.4	-
الکتریسیته Electricity (kWh)	20.00±28.3	22.10±38.3	2.16±4.8	9.28±18.6	6.53±11.7	-	1.20±2.7	-	5.10±12.2	7.35±12.7	11.43±25.6	3.69±6.4	5.18±4.9
حشره‌کش Insecticide (kg)	0.27±0.4	0.67±0.6	0.13±0.3	0.58±0.5	0.80±0.8	0.22±0.2	0.10±0.1	-	0.21±0.2	0.31±0.2	0.33±0.3	0.41±0.1	0.38±0.3
قارچ‌کش Fungicide (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.06±0.1	-	0.01±0.01	0.01±0.01
علف‌کش Herbicide (kg)	2.33±3.3	1.00±0.6	0.46±0.7	0.71±0.5	0.59±0.5	0.46±0.3	0.29±0.2	0.52±0.7	0.66±0.6	0.49±0.3	0.54±0.4	0.52±0.3	0.24±0.2
نیتروژن Nitrogen (kg N)	15.68±22.2	23.12±21.8	21.24±9.8	14.10±12.4	33.08±15.7	21.59±13.7	14.17±8.3	16.53±11.0	27.42±14.4	13.61±6.1	23.21±3.2	22.53±3.1	13.96±7.8
فسفات Phosphate (kg P_2O_5)	10.45±14.8	8.20±8.8	2.59±2.8	15.23±16.6	6.15±7.6	10.48±3.9	6.96±4.6	0.66±0.9	18.87±7.8	19.08±15.1	11.98±3.8	6.40±2.7	8.56±3.4
پتاسیم Potassium (kg K_2O)	-	9.28±9.9	4.37±2.6	5.62±4.4	3.88±2.7	3.80±3.4	5.34±5.1	-	12.51±9.0	2.89±2.9	6.96±6.9	5.50±4.9	5.14±1.9
سولفور Sulfur (kg S)	-	21.05±22.5	3.00±2.5	5.08±5.6	4.68±4.5	4.47±5.9	9.25±12.8	-	17.51±7.5	3.27±3.7	10.43±10.8	7.66±1.2	6.00±4.2
کود حیوانی Farmyard manure (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	254.94±570.1	-	-	-
پلی‌اتیلن در سیستم آبیاری Polyethylene in the irrigation system (kg)	0.45±0.6	0.21±0.4	-	0.01±0.02	0.05±0.06	-	0.02±0.03	-	0.03±0.04	0.09±0.2	-	0.10±0.03	0.01±0.03

مقادیر ± در جدول انحراف استاندارد را نشان می‌دهند.

The ± values in the table indicate the standard deviation.



شکل ۱- مرزهای سامانه تولید سویا (گهواره تا دروازه مزرعه) در استان مازندران، ایران
Fig. 1- System boundaries of soybean production (cradle to farm gate) in Mazandaran province, Iran

نتایج و بحث

نتایج حاصـــل از ارزیابی اثرات چرخه حیات تولید دانه ســـویا در شهر ستان‌های مختلف ا ستان مازندران ن شان داد که انت شار م ستقیم (داخل مزرعه) بیش‌ترین سهم را در ایجاد بار زی ست‌محیطی رده‌های خ سارت تغییر اقلیم (بیش از ۵۱ در صد)، کیفیت بوم‌نظام (بیش از ۸۱ در صد) و سلامت ان سان (بیش از ۷۳ در صد) دارد (شکل‌های ۲ و ۳). بر این اســـاس، مطابق جدول ۳، مقادیر میانگین شـــاخص تغییر اقلیم به‌ازای یک تن دانه ســـویا تولیدی در اســـتان مازندران از ۴۱۵/۶۵ تا ۸۵۹/۷۵ کیلوگرم کربن دی اکســـید معـادل (kg CO_2 eq.) در شـــهرســـتان‌های مختلف متغیر بود. این مقادیر عمدتاً به‌دلیل انتشـــار آلاینده CO_2 ناشـــی از احتراق ســـوخت دیزل در مزارع می‌باشـــد. در مطالعات دیگری به‌منظور ارزیابی چرخه حیات گیاه دانه روغنی ســـویا، این مقدار به‌ازای هر تن محصـــول تولیدی در اســـتان گلســـتان (Mohammadi et al., 2013) ۹۵۷، در ا ستان اردبیل (Dekamin et al., 2018) نیز ۱۵۴۹ و در کشـــورهای آمریکا (Moeller et al., 2017)، چین (Knudsen et al., 2010)، کانادا (Pelletier et al., 2008) و برزیل (Zortea et al., 2018) به‌ترتیب ۶۰۲، ۲۶۳، ۲۴۷/۶ و ۷۳۴ کیلوگرم کربن دی‌اکسـید معادل گزارش شـد. بر این اسـاس، یافته‌های پژوهش حاضر نشان داد که از نظر پتانسیل گرمایش جهانی، تولید یک تن دانه سویا در ا ستان مازندران ن سبت به دو ا ستان عمده تولیدکننده سویا (گل ستان و اردبیل) در ک شور و ضعیت مطلوبی دا شته که دلیل این مطلوبیت م صرف کم‌تر کودهای شیمیایی و الکتری سیته در این ا ستان می‌با شد. نتایج این مطالعه همچنین ن شان داد که تولید سویا در برخی از مناطق ا ستان مازندران (جدول ۳) در مقایسه با تولید این مح صول در د شت‌های بزرگ شمالی آمریکا (Moeller et al., 2017) و ضعیت بهتری از نظر شاخص تغییر اقلیم دارا ا ست. احتراق

سوخت دیزل در طی عملیات مزرعه و مصرف کودهای شیمیایی به‌عنوان مهم‌ترین عوامل در ایجاد این مقدار انتشار کربن دی‌اکسید معادل در بوم‌نظام‌های تولیدکننده سویا در این منطقه از آمریکا گزارش شدند. اگرچه بسته به شرایط اقلیمی و خاکی، انتشار گازهای گلخانه‌ای بین بوم‌نظام‌های زراعی سویا می‌تواند متفاوت باشد، ولی نوع مدیریت زراعی نیز تأثیر بسزایی بر میزان انتشار این آلاینده‌ها و در نتیجه، پتانسیل گرمایش جهانی دارد. در این زمینه می‌توان به بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید زعفران (*Crocus sativus* L.) طی یک دوره هفت ساله در شهرستان‌های تربت حیدریه و قائن نیز اشاره نمود؛ نتایج این مطالعه نشان داد که مدیریت فشرده‌تر (بر مبنای مصرف کود دامی) تولید زعفران در شهرستان تربت حیدریه سبب تشدید پتانسیل گرمایش جهانی نسبت به شهرستان قائن شد (Khorramdel et al., 2017b).

جدول ۲- انتشار داخل مزرعه ناشی از نهاده‌های مصرفی برای تولید سویا استان مازندران

Table 2- On-Farm emissions caused by the consumable inputs for soybean production in Mazandaran province

منابع انتشار Emission sources	انتشار Emission هوا Air	خاک Soil	آب Water	منبع Reference
کودهای شیمیایی Chemical fertilizers	NH_3, N_2O, NO_X, CO_2	Cd, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Hg	P, NO_3^-	(IPCC, 2006) (Durlinger et al., 2017)
کود حیوانی Farmyard manure	NH_3, N_2O	-	-	(IPCC, 2006)
دیزل Diesel	CO_2, SO_2, CH_4, C_6H_6, Cd, Cr, Cu, N_2O, Ni, Zn, Benzo(a)pyrene, NH_3, Se, PAH, HC, as NMVOC, NO_X, CO, Particulates < 2.5 µm	-	-	(Nemecek & Kagi, 2007) (Khoshnevisan et al., 2014)
نفت سفید Kerosene	CO_2, CO, SO_2, CH_4, N_2O, NO_X	-	-	(Engineering ToolBox, 2009) (Majumdar & Gajghate, 2011) (Ramachandra & Shwetmala, 2012)
بنزین Petrol	CO_2, SO_2, Pb, CH_4, C_6H_6, Cd, Cr, Cu, N_2O, Ni, Zn, Benzo(a)pyrene, NH_3, Se, NO_X	-	-	(Engineering ToolBox, 2009) (Nemecek & Kagi, 2007)
علف‌کش* Herbicide	Metribuzin, Trifluralin, Imazethapyr, Bentazone, Haloxyfop-ethoxyethyl, Paraquat			(Durlinger et al., 2017)
قارچ‌کش* Fungicide	Carboxin, Thiram, Iprodione, Carbendazim			(Durlinger et al., 2017)
حشره‌کش* Insecticide	Indoxacarb, Diazinon, Thiodicarb, Chlorpyrifos, Phosalone, Fenvalerate, Endosulfan, Malathion, Cypermethrin, Permethrin, Acetamiprid, Fenitrothion, Profenofos, Fenpropathrin			(Durlinger et al., 2017)

* انتشار ماده مؤثره هر یک از سموم شیمیایی به سه بخش هوا، خاک و آب مشترک می‌باشد.

* Active materials emissions of each biocides is common to the three parts of air, soil and water.

در کره جنوبی نیز، میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای برای تولید یک تن سویا تحت دو سامانه کشت مرسوم و ارگانیک به‌ترتیب ۱۶۵۷/۳۵ و ۲۰۴۵/۱۱ kg CO_2eq. گزارش شدند که این مقادیر عمدتاً به‌دلیل انتشار N_2O ناشی از مصرف کودها (شیمیایی و حیوانی) در مزرعه و CO_2 ناشی از احتراق سوخت فسیلی بودند (Lee & Choe, 2019). با مقایسه نتایج این دو مطالعه پر واضح است که برای تولید یک تن سویا در کره جنوبی نسبت به تولید همین مقدار در استان مازندران میزان بیش‌تری سوخت و کود مورد استفاده قرار می‌گیرد. به این ترتیب، مصرف این نهاده‌ها نه تنها سبب افزایش هزینه‌های تولید و کاهش منابع تجدیدناپذیر می‌شوند؛ بلکه با انتشار آلاینده‌ها به محیط‌زیست، اثرات سوء زیست‌محیطی خود را به‌صورت رده‌های خسارت مختلفی (مثل تغییر اقلیم، سلامت انسان) بر جای می‌گذارند. در مطالعه دیگری

که به‌منظور ارزیابی چرخه حیات گیاه دانه روغنی کلزا در استان مازندران انجام شد (Mousavi-Avval et al., 2017)؛ این شاخص برای تولید هر تن کلزا ۱۱۸۱/۶ kg CO_2eq. گزارش شده که همانند پژوهش حاضر انتشار داخل مزرعه بیش‌ترین سهم (kg CO_2eq ۸۴۴/۸) را در ایجاد بار زیست‌محیطی این رده اثر داشتند. با مقایسه این نتایج می‌توان گفت که تولید گیاه دانه روغنی سویا از نظر پتانسیل گرمایش جهانی اثر تخریبی کم‌تری نسبت به تولید کلزا در استان مازندران داشته است.

مطابق یافته‌های پژوهش حاضر، نیکخواه و همکاران (Nikkhah et al., 2015) نیز بالابودن پتانسیل گرمایش جهانی ناشی از تولید بادام زمینی (*Arachis hypogaea* L.) در استان گیلان را مصرف نسبتاً زیاد سوخت دیزل عنوان نمودند و دلیل این امر را به وجود ماشین‌آلات فرسوده و با عمر نسبتاً زیاد و نیز به عدم تناسب این ماشین‌ها و ادوات با محصول موردنظر نسبت دادند. این در حالی است که علاوه‌بر وجود شرایط ذکر شده برای مناطقی با میزان انتشار CO_2 معادل (گرمایش جهانی) بیش‌تر در استان مازندران (مانند شهرستان‌های آمل، نور، بابل و ساری)، تعداد عملیات نسبتاً زیاد و مدت زمان بیش‌تر آماده‌سازی زمین به جهت حساسیت تهیه بستر بذر مناسب برای جوانه‌زنی سویا نیز منجر به مصرف بیش‌تر سوخت فسیلی شده است. همچنین می‌توان پایین بودن مقادیر پتانسیل گرمایش جهانی (به‌عنوان تنها شاخص میانی مؤثر بر رده خسارت تغییر اقلیم) در شهرستان‌هایی مانند گلوگاه را تردد کم‌تر ماشین‌آلات کشاورزی به‌دلیل حذف عملیات شخم در طی فرآیند آماده‌سازی زمین برای کشت سویا عنوان نمود. بر این اساس، از آنجایی که بخش قابل‌توجهی از سوخت مصرفی مربوط به عملیات آماده‌سازی زمین می‌باشد؛ به‌کارگیری شیوه‌های خاک‌ورزی حفاظتی و نیز جایگزینی بخشی از ماشین‌آلات فرسوده با ماشین‌های نو و کارا از نظر مصرف سوخت می‌تواند موجب کاهش تردد تراکتور در مزرعه و در نتیجه، کاهش مصرف سوخت‌های فسیلی شود. خاک‌ورزی حفاظتی به‌عنوان یک رویکرد بوم‌شناختی برای مدیریت سطح خاک و تهیه بستر بذر جزئی از کشاورزی حفاظتی است (Busari et al., 2015) که علاوه‌بر تأثیرات آن بر بهبود کیفیت خاک، مزایای زیست‌محیطی دیگری از جمله ترسیب کربن از طریق ذخیره ماده آلی در خاک و کاهش میزان انتشار CO_2 ناشی از احتراق سوخت‌های فسیلی توسط تجهیزات و ماشین‌آلات کشاورزی را دارد (Awada et al., 2014).

بنابراین، کشاورزی حفاظتی می‌تواند با کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای (CO_2، CH_4 و N_2O) سبب کاهش سهم بخش کشاورزی در پدیده تغییر اقلیم و پیامدهای ناشی از آن گردد (Reynolds, 2010).

دامنه مقادیر کل خسارت به کیفیت بوم‌نظام نیز از PDF×m^2×yr ۳۹۵/۹۶ در شهرستان سوادکوه شمالی تا PDF×m^2×yr ۱۷۲۰/۹۴ در شهرستان ساری به‌ازای واحد کارکردی متغیر بود (جدول ۳). رده اثر مسمومیت خاکی مهم‌ترین شاخص میانی مؤثر در این گروه آسیب بوده که انتشار مستقیم عناصر سنگین (به‌ویژه Zn) ناشی از مصرف کودهای شیمیایی بیش‌ترین سهم را در ایجاد بار زیست‌محیطی این رده اثر داشتند. در بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید ذرت علوفه‌ای در استان خراسان جنوبی نیز رده اثر مسمومیت خاکی بیش‌ترین تأثیر را بر کیفیت بوم‌نظام داشته که در آن نهاده‌های کود حیوانی و الکتریسیته مهم‌ترین نقش را داشتند (Esfahani et al., 2018). هرچند، انتشار مستقیم عناصر سنگین ناشی از مصرف کودهای شیمیایی در مطالعه مذکور در نظر گرفته نشده بود. در مطالعه دیگری که اخیراً به‌منظور ارزیابی چرخه حیات تولید یونجه (*Medicago sativa* L.) انجام شده نیز انتشار داخل مزرعه همانند یافته‌های پژوهش حاضر بیش‌ترین سهم را در ایجاد خسارت به کیفیت بوم‌نظام داشتند (Ghaderpour et al., 2018). در بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید کلزا در استان مازندران نیز، انتشار مستقیم مهم‌ترین عامل در رده اثر مسمومیت خاکی معرفی شدند. همچنین این محققین به‌منظور کاهش وابستگی کلزا به کودهای شیمیایی و انتشار زیست‌محیطی ناشی از مصرف آن‌ها در منطقه، توسعه بیش‌تر تناوب کلزا-لوبیا (*Phaseolus vulgaris*) (به‌عنوان گیاه تثبیت‌کننده نیتروژن) را به‌عنوان یک راهبرد مدیریتی جایگزین احتمالی برای تناوب کلزا-برنج پیشنهاد نمودند (Mousavi-Avval et al., 2017).

مسمومیت خاکی به تأثیرات مواد سمّی بر بوم‌نظام‌های خاکی اشاره دارد (Guinée & Lindeijer, 2002). به عبارت بهتر، این رده اثر میزان تأثیرات بالقوه مواد سمّی منتشر شده (مانند فلزات سنگین) در طول چرخه حیات محصولات و مواد مختلف بر بوم‌نظام‌های خاکی را نشان داده و به‌صورت کیلوگرم تری اتیلن گلیکول معادل[1] (به‌عنوان ماده مرجع) به خاک بیان می‌گردد (Humbert et al., 2014). فلزات سنگین به‌دلیل سمیت، ماندگاری در محیط و تجمع زیستی، آلاینده‌های محیطی شناخته شده‌ای هستند که به‌طور طبیعی یا از طریق

1- Triethylene glycol equivalents into soil (kg TEG soil)

فعالیت‌های انسانی در بوم‌نظام‌های آبی و خاکی تجمع می‌یابند. از جمله این فعالیت‌های انسانی می‌توان استفاده نادرست از کودهای شیمیایی در خاک‌های کشاورزی و احتراق سوخت‌های فسیلی را نام برد (Ali et al., 2019). کودهای شیمیایی به دلایل اقتصادی معمولاً در طی مراحل تولید به اندازه کافی تصفیه نشده و حاوی ناخالصی‌های مختلفی از جمله فلزات سنگین هستند که با استفاده مکرر و بیش از حد می‌توانند غلظت این آلاینده‌ها را در خاک افزایش دهند (Gimeno-García et al., 1996). تجمع بیش از حد فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی نه تنها منجر به آلودگی محیط‌زیست می‌گردد؛ بلکه منجر به افزایش جذب این آلاینده‌ها توسط گیاهان نیز شده که در نتیجه آن کیفیت و امنیت غذایی تحت تأثیر قرار می‌گیرد (Muchuweti et al., 2006). بنابراین، از آنجایی که آلودگی‌های محیطی، ایمنی و امنیت غذایی و سلامتی انسان رابطه‌ای ناگسستنی دارند (شکل ۴)؛ کاهش منابع انتشار فلزات سنگین می‌تواند به‌عنوان یک راهبرد مؤثر برای بهبود رفاه انسان‌ها در نظر گرفته شود (Rai et al., 2019).

همچنین کوددهی مفرط و بدون آگاهی، نه تنها سبب شوری خاک، تجمع فلزات سنگین، سرشارسازی آبی و تجمع نیترات می‌گردد، بلکه با انتشار آلاینده‌ها به هوا سبب اثر گلخانه‌ای نیز می‌شود (شکل ۴). با این حال، در سال‌های اخیر مصرف کود در سراسر جهان به‌عنوان یک فن‌آوری ضروری کشاورزی به‌طور تصاعدی افزایش یافته و ضمن تأمین نیاز غذایی گیاه سبب مشکلات جدی زیست‌محیطی نیز می‌گردد (Savci, 2012). به‌منظور کاهش این اثرات، در ابتدا بایستی آزمون خاک و ساختار و محتوای شیمیایی خاک مزارع تعیین و سپس مقادیر و نوع کود مصرفی بر اساس توصیه کودی در زمان مناسب استفاده گردد. چرا که اگر مصرف کودهای شیمیایی بدون درنظر گرفتن موارد ذکر شده باشد، علاوه‌بر پیامدهای زیست‌محیطی سبب اتلاف انرژی و هزینه نیز می‌شود (Savci, 2012). به‌منظور مدیریت زراعی بهتر، آگاهی از نحوه توزیع مکانی این عناصر در خاک‌های کشاورزی با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) و متعاقباً توصیه‌های کودی بر اساس مقادیر موجود در خاک می‌تواند روشی اصولی در پیشگیری از آلودگی زمین‌های کشاورزی از طریق تجمع این آلاینده‌ها و همچنین اصلاح وضعیت موجود باشد (Rahimpour & Abbaspour, 2014).

هرچند تغذیه گیاهان با عناصر N-P-K برای سویاکاران منطقه بسیار مهم و اساسی است، امّا می‌توان با قرار دادن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن سازگار با شرایط منطقه نظیر باقلا (*Vicia faba* L.) و شبدر در تناوب زراعی و مصرف کودهای زیستی از جمله ریزجانداران افزاینده رشد گیاه (PGPM[1]) به‌جهت افزایش فراهمی عناصر غذایی (مانند فسفر) برای گیاهان می‌توان تا حد امکان از مصرف کودهای شیمیایی و پیامدهای ناشی از آن‌ها کاسته و متعاقباً حفظ و پایداری بلندمدت حاصلخیزی خاک‌های زراعی را فراهم نمود. نمونه بارز فواید وارد نمودن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن در تناوب زراعی را می‌توان در شهرستان سوادکوه شمالی مشاهده نمود. مطابق بررسی‌های صورت گرفته از کشاورزان، بیش‌تر مزارع تحت کشت سویا این منطقه در تناوب با گیاه زراعی باقلا بوده که این امر سبب کاهش میانگین مصرف کودهای شیمیایی توسط کشاورزان (جدول ۱) و در نتیجه، کاهش خسارت به کیفیت بوم‌نظام به‌ازای یک تن دانه سویا تولیدی در این منطقه از استان شد (جدول ۳). توجه به این نکته نیز حائز اهمیت است که گیاه دانه روغنی سویا خود گیاهی با قابلیت تثبیت بیولوژیکی نیتروژن و توانایی هم‌زیستی با باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن می‌باشد که علاوه‌بر تأمین بخش زیادی از نیتروژن مصرفی، سبب کاهش مصرف کود نیتروژنه در زراعت بعدی نیز شده که در نتیجه، حفظ و پایداری بوم‌نظام‌های زراعی را به همراه خواهد داشت. ذکر این نکته نیز قابل توجه است که با برقراری تناوب صحیح می‌توان سبب شکسته شدن چرخه آفات و عوامل بیماری‌زا و کاهش تراکم علف‌های هرز شده که متعاقباً باعث کاهش مصرف سموم شیمیایی و پیامدهای زیست‌محیطی ناشی از آن‌ها در منطقه خواهد شد. تمامی موارد ذکر شده زمانی میسر خواهد شد که آموزش و آگاهی بخشی کافی به کشاورزان و تسهیلات مناسب از سوی مسئولین امر جهت پیشبرد اهداف در نظر گرفته شود تا ضمن حفظ کمیت و کیفیت محصول تولیدی، بخش اعظمی از مشکلات محیطزیستی در تولید این محصول مرتفع گردد.

بر اساس نتایج به‌دست آمده از پژوهش حاضر (جدول ۳)، میزان شاخص سلامت انسان به‌ازای یک تن دانه سویا تولیدی در استان مازندران از DALY ۰/۰۰۰۷ در شهرستان گلوگاه تا DALY ۰/۰۰۱۶ در شهرستان آمل متغیر بود. در مدل IMPACT 2002+، رده خسارت سلامت انسان تلفیقی از رده‌های اثر مواد غیرآلی تنفسی، مواد آلی تنفسی، مواد سرطان‌زا، غیر سرطان‌زا، کاهش لایه ازون و پرتوهای یونیزه‌کننده می‌باشد که با شناسایی عوامل و منابع مؤثر در این رده‌های

1- Plant growth promoting microorganisms (PGPM)

اثر می‌توان از مصرف بی‌رویه نهاده‌هایی که منجر به انتشار این آلاینده‌ها می‌شوند تا حد امکان جلوگیری و یا با موادی که خطرات زیست‌محیطی کم‌تری دارند؛ جایگزین نموده و از این طریق سبب کاهش شاخص آسیب به سلامت انسان‌ها شد. همان‌طور که در جدول ۳ مشاهده می‌شود؛ رده اثر مواد غیرآلی تنفسی در تمامی شهرستان‌های مورد مطالعه مهم‌ترین شاخص میانی اثرگذار در شاخص سلامت انسان بود.

در مدل IMPACT 2002+، اثرات تنفسی به اثرات بهداشتی ناشی از قرار گرفتن در معرض ریزگردها/مواد غیرآلی تنفسی اشاره دارد که به‌صورت کیلوگرم ذرات ریز (PM2.5) معادل[1] منتشر شده به هوا بیان می‌گردد. آلاینده‌های در نظر گرفته شده برای این رده اثر از جمله ریزگردهایی (PM) با قطر ۲/۵، ۲/۵–۱۰ و ۱۰ میکرومتر (PM10, PM10–2.5, PM2.5)، NOx ،NH_3 و SO_2 می‌باشند (Hauschild et al., 2018). PMها مجموعه‌ای از ذرات کوچک در هوای محیط هستند که معمولاً از احتراق سوخت فسیلی، احتراق چوب و ذرات گرد و غبار ناشی از مزارع و جاده‌ها تولید می‌شوند (Bare, 2011). این ذرات محیطی علاوه‌بر آلودگی هوا (Ristovski et al., 2011)، توانایی ایجاد اثرات منفی بر سلامتی انسان از جمله بیماری تنفسی و حتی مرگ را داشته (Bare, 2011) که در این بین ذراتی با قطر کم‌تر از ۲/۵ میکرومتر (PM2.5) بیش‌ترین خطر را برای سلامتی دارند (US EPA, 2020). در این مطالعه نیز انتشار آلاینده‌های NOx و Particulates < 2.5 um ناشی از احتراق سوخت دیزل و NH_3 ناشی از مصرف کودهای شیمیایی در مزارع عمده‌ترین مواد غیرآلی تنفسی بودند که بیش‌ترین سهم را در ایجاد اثرات تنفسی و خسارت به سلامت انسان داشتند. در پژوهش اصفهانی و همکاران (Esfahani et al., 2018) نیز مواد غیرآلی تنفسی بیش‌ترین نقش را در گروه آسیب سلامت انسان داشته و انتشار داخل مزرعه و مصرف کود حیوانی نیز مهم‌ترین عوامل در ایجاد بار زیست‌محیطی این رده اثر بودند. رنوف و همکاران (Renouf et al., 2010) نیز در مطالعه خود به‌منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید نیشکر در استرالیا اظهار داشتند که حدود نیمی از انتشار آلاینده‌های غیرآلی تنفسی در تولید این محصول مربوط به استفاده مستقیم و غیرمستقیم از انرژی فسیلی و باقی آن به‌دلیل انتشار مزرعه‌ای (مانند NOx) و سوزاندن نیشکر بوده است. در مطالعه مشابهی که به‌منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید گیاهان دانه روغنی سویا، کلزا و آفتابگردان (*Helianthus annuus*) در استان اردبیل صورت گرفت؛ محققین، کشاورزی دقیق، اصلاح عملیات‌های زراعی همچون شخم، اصلاح گیاهان و مدیریت دقیق نهاده‌ها (مانند دیزل و کودهای شیمیایی) را به‌منظور بهینه‌سازی زیست‌محیطی نظام‌های کشت گیاهان دانه روغنی در استان پیشنهاد نمودند (Dekamin et al., 2018).

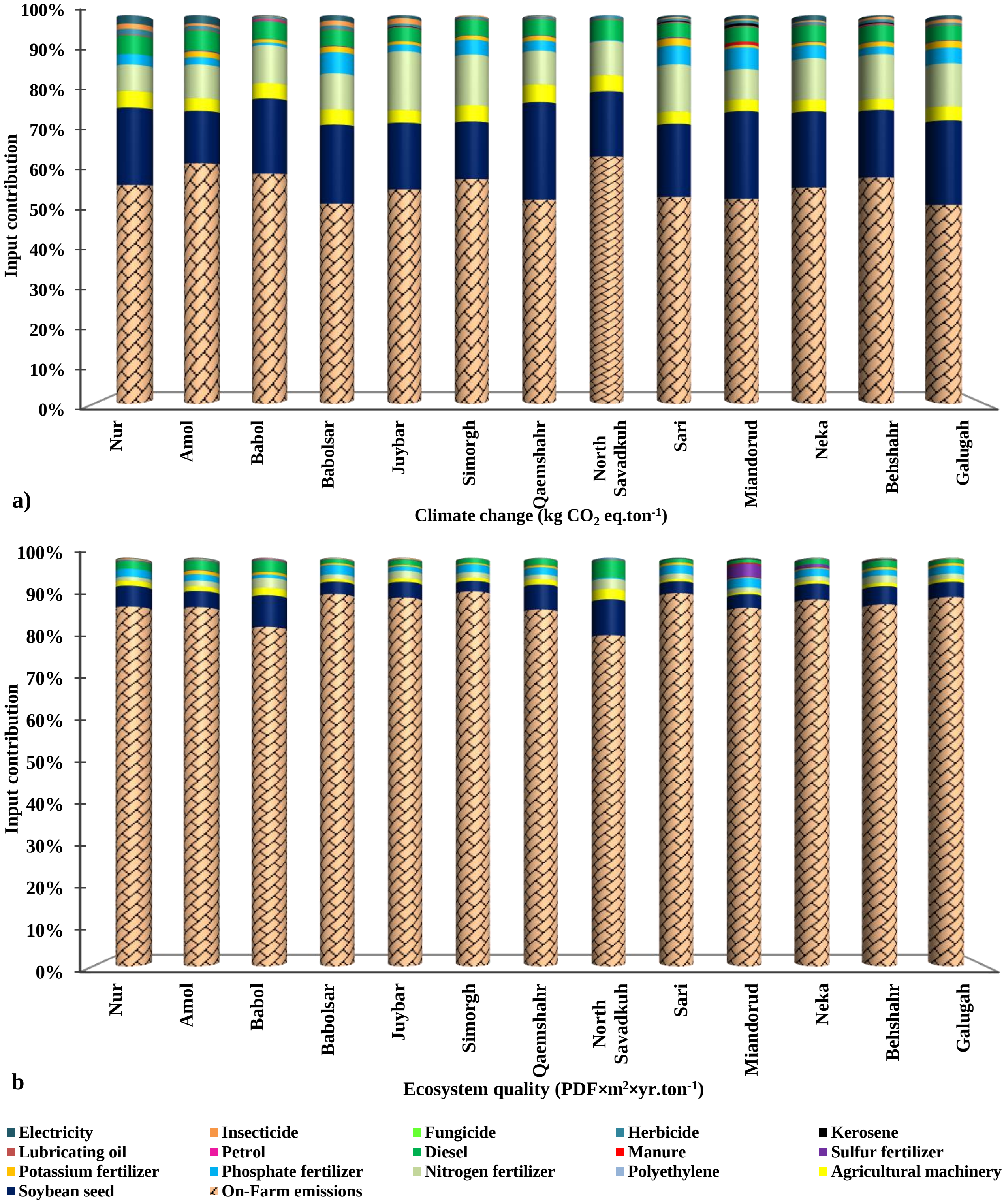
استخراج مواد معدنی و استفاده از انرژی تجدیدناپذیر دو جزء تشکیل‌دهنده رده خسارت تخلیه منابع هستند که باز هم در تمامی شهرستان‌های مورد مطالعه، دیزل بیش‌ترین نقش (از حدود ۴۴ تا ۶۸ درصد) را در ایجاد بار زیست‌محیطی این رده خسارت ایفا نموده است. بعد از دیزل، سهم کود شیمیایی نیتروژنه نیز قابل توجه بوده که از حدود ۱۴ تا ۳۴ درصد در شهرستان‌های مختلف متغیر بوده است (شکل ۳). بر این اساس، دامنه مقادیر کل خسارت به منابع ناشی از تولید یک تن دانه سویا در استان مازندران از ۳۶۲۵/۷۸ MJ primary تا MJ primary ۸۲۱۹/۴۸ در شهرستان‌های مختلف متغیر بود (جدول ۳). این مقدار برای تولید یونجه در شهرستان بوکان $MJ\ primary.ha^{-1}$ ۲۰۸۰۰۰ بوده که مصرف الکتریسیته برای استحصال آب از چاه‌های کشاورزی بیش‌ترین سهم را در این رده خسارت داشته است (Ghaderpour et al., 2018). این در حالی است که علاوه‌بر نیاز آبی کم‌تر سویا و از آنجایی که سوخت بیش‌تر پمپ‌های آب کشاورزی برای آبیاری این محصول در استان مازندران از نوع فسیلی بوده و عملیات خاک‌ورزی نیز بیش‌ترین مصرف‌کننده سوخت دیزل در تولید این محصول می‌باشد؛ بر این اساس در پژوهش حاضر، مصرف سوخت دیزل مهم‌ترین عامل در ایجاد بار زیست‌محیطی این رده خسارت بود. در مطالعه دیگری که به‌منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های تولید گندم کشور انجام شد (Nassiri Mahallati & Koocheki, 2018)؛ مصرف سوخت‌های فسیلی، مهم‌ترین منابع غیرقابل تجدید مصرفی در چرخه حیات این محصول معرفی شدند و همانند نتایج پژوهش حاضر سهم استخراج منابع معدنی در مقایسه با سوخت‌های فسیلی به‌مراتب کم‌تر بود.

1- Particulate matter2.5 equivalents into air (kg PM2.5 eq.)

جدول ۳- مقادیر خسارت‌های زیست‌محیطی روش +IMPACT 2002 برای تولید یک تن دانه سویا در شهرستان‌های مختلف استان مازندران

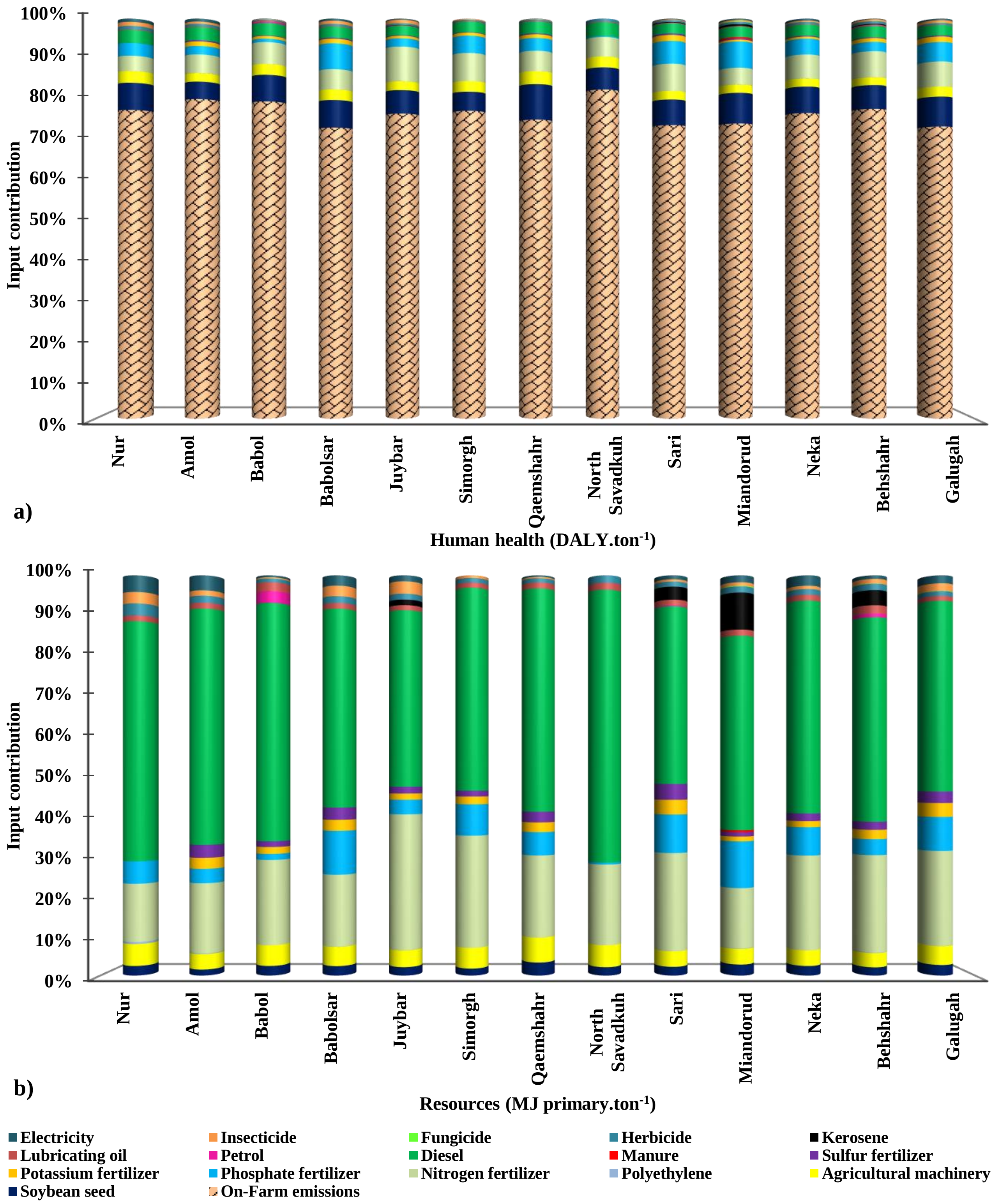
Table 3- Environmental damages results of IMPACT 2002+ method for production of 1 ton of soybean seed in different cities of Mazandaran province

رده‌های خسارت Damage categories	رده‌های اثر Impact categories	واحد Unit	نور Nur	آمل Amol	بابل Babol	بابلسر Babolsar	جویبار Juybar	سیمرغ Simorgh	قائم‌شهر Qaemshahr	سوادکوه شمالی North Savadkuh	ساری Sari	میاندورود Miandorud	نکا Neka	بهشهر Behshahr	گلوگاه Galugah
سلامت انسان Human health	مواد سرطان‌زا Carcinogens	DALY	2.51E-05	2.97E-05	2.22E-05	2.04E-05	2.43E-05	1.81E-05	1.65E-05	1.51E-05	2.84E-05	2.03E-05	2.34E-05	2.05E-05	1.48E-05
	غیر سرطان‌زا Non-carcinogens	DALY	4.31E-05	4.25E-05	2.18E-05	5.29E-05	3.98E-05	4.38E-05	2.6E-05	1.22E-05	6.98E-05	5.9E-05	4.63E-05	3.36E-05	3.13E-05
	مواد غیرآلی تنفسی Respiratory inorganics	DALY	0.001257	1.51E-03	0.001213	0.000887	0.001155	0.000928	0.000844	0.001057	0.001249	0.001108	0.001168	0.001068	0.000674
	تشعشعات یونیزه‌کننده Ionizing radiation	DALY	6.19E-07	7.22E-07	5.4E-07	4.91E-07	5.15E-07	4.44E-07	3.97E-07	4.46E-07	6.67E-07	6.09E-07	5.57E-07	5.15E-07	3.42E-07
	تخلیه لایه ازون Ozone layer depletion	DALY	9.05E-08	1.06E-07	6.99E-08	5.15E-08	6.59E-08	4.92E-08	5.02E-08	7.24E-08	7.55E-08	7.27E-08	7.17E-08	7.41E-08	4.06E-08
	مواد آلی تنفسی Respiratory organics	DALY	4.58E-07	4.59E-07	4.41E-07	3.31E-07	3.74E-07	2.9E-07	3.26E-07	3.27E-07	4.39E-07	3.96E-07	3.88E-07	3.64E-07	2.43E-07
	کل Total	DALY	0.0013	0.0016	0.0013	0.0010	0.0012	0.0010	0.0009	0.0011	0.0013	0.0012	0.0012	0.0011	0.0007
کیفیت بوم‌نظام Ecosystem quality	مسمومیت آبی Aquatic ecotoxicity	PDF×m²×yr	5.05	5.31	6.74	14.83	10.07	12.51	6.48	1.57	10.20	14.13	12.86	7.72	4.37
	مسمومیت خاکی Terrestrial ecotoxicity	PDF×m²×yr	833.57	817.10	431.35	1107.03	875.66	926.63	585.89	251.92	1500.07	1364.32	1028.96	699.60	714.20
	اسیدی‌سازی خاکی/ تغذیه Terrestrial acidification/nutrification	PDF×m²×yr	64.29	85.29	72.08	49.64	88.28	63.30	48.26	60.23	81.93	70.08	73.14	69.31	42.72
	اشغال زمین Land occupation	PDF×m²×yr	127.57	99.35	116.40	99.14	101.30	70.15	110.52	82.24	128.74	140.38	117.17	95.09	78.26
	کل Total	PDF×m²×yr	1030.48	1007.05	626.57	1270.64	1075.30	1072.59	751.15	395.96	1720.94	1588.91	1232.12	871.71	839.55
تغییر اقلیم Climate change	گرمایش جهانی Global warming	kg CO_2eq	757.06	859.75	724.32	544.39	699.37	535.59	524.20	598.57	768.90	674.87	698.63	642.83	415.65
منابع Resources	انرژی تجدیدناپذیر Non-renewable energy	MJ primary	6692.83	8203.67	6202.92	4974.36	6060.72	4796.17	4298.29	5088.55	7029.51	5857.65	6082.45	5760.62	3615.52
	استخراج مواد معدنی Mineral extraction	MJ primary	13.81	15.80	12.33	14.30	14.28	12.59	10.67	8.39	19.68	15.61	13.74	12.29	10.26
	کل Total	MJ primary	6706.64	8219.48	6215.25	4988.67	6075.01	4808.75	4308.95	5096.94	7049.19	5873.26	6096.20	5772.91	3625.78



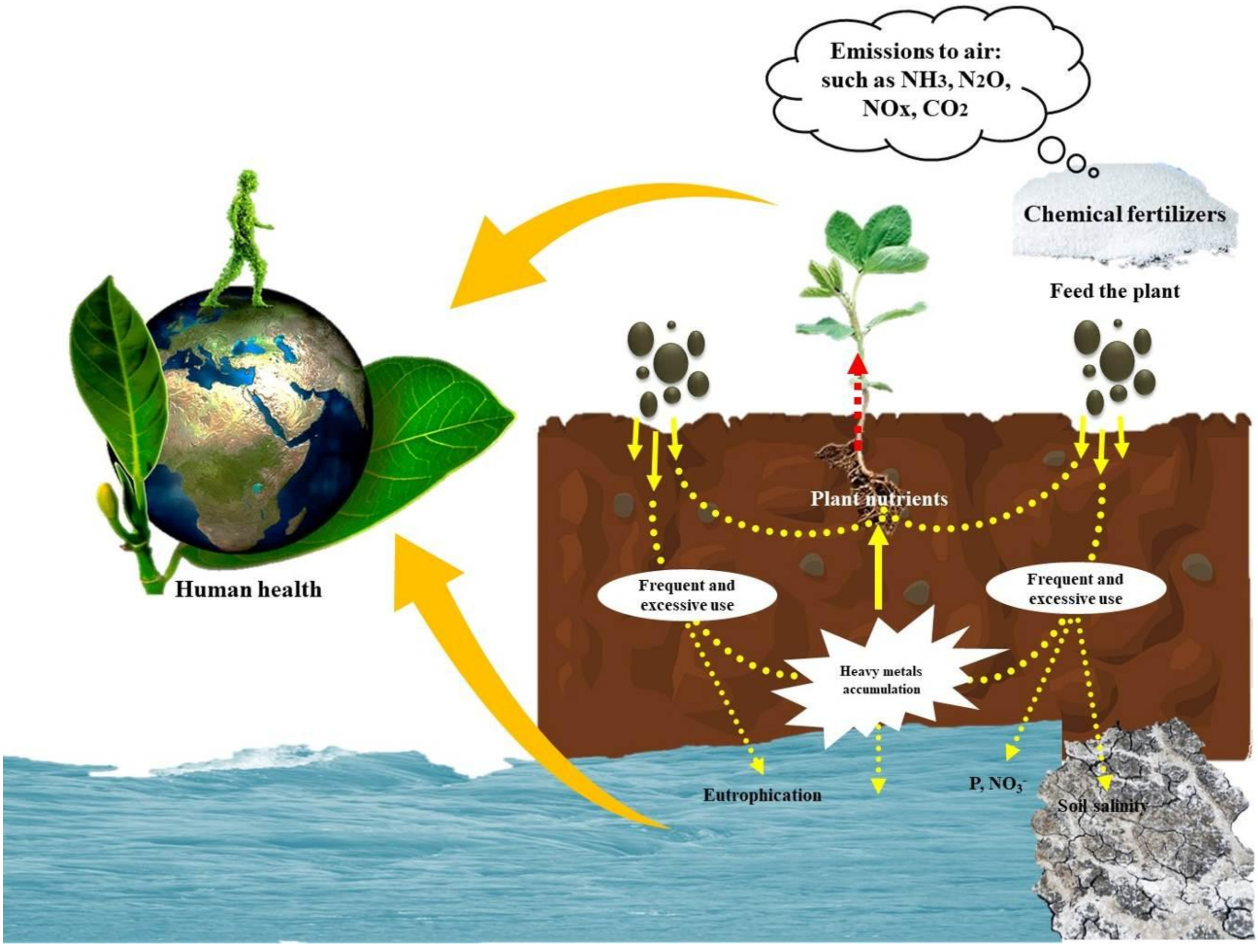
شکل ۲- سهم هر یک از نهاده‌های مصرفی در شاخص‌های نهایی تغییر اقلیم و کیفیت بوم‌نظام برای تولید یک تن دانه سویا در شهرستان‌های مختلف استان مازندران

Fig. 2- Contribution of inputs to endpoint categories of climate change (a) and ecosystem quality (b) for production of 1 ton of soybean seed in different cities of Mazandaran province



شکل ۳- سهم هر یک از نهاده‌های مصرفی در شاخص‌های نهایی سلامت انسان و خسارت به منابع برای تولید یک تن دانه سویا در شهرستان‌های مختلف استان مازندران

Fig. 3- Contribution of inputs to endpoint categories of human health (a) and resources (b) for production of 1 ton of soybean seed in different cities of Mazandaran province



شکل ٤- اثرات نامطلوب مصرف کودهای شیمیایی بر غذا و سلامت انسان (بر گرفته از مقاله‌های Rai et al., 2019 و Savci, 2012)

Fig. 4- The adverse effects of chemical fertilizers application on food and human health (Savci, 2012; Rai et al., 2019)

همانند یافته‌های پژوهش حاضر، در بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید کلزا در ناحیه مرکزی استان اردبیل نیز کودهای شیمیایی و مصرف سوخت فسیلی در ماشین‌آلات کشاورزی مهم‌ترین نقاط بحرانی زیست‌محیطی بودند که به‌ترتیب نهاده‌های سوخت دیزل و کود نیتروژن بیش‌ترین سهم را در شاخص تخلیه منابع غیرزنده (سوخت‌های فسیلی) این محصول (۱۳۷۵۵/۶۰ MJ) داشتند (Kheiralipour et al., 2017). در مطالعاتی که اخیراً به‌منظور ارزیابی چرخه حیات دو محصول زراعی کلزا (Mousavi-Avval et al., 2017) و برنج (Habibi et al., 2019) در استان مازندران انجام شده نیز، نهاده‌های سوخت دیزل و کودهای شیمیایی تأثیر بالایی در ایجاد خسارت به منابع (فسیلی) داشتند. نه تنها در ایران، بلکه مطالعات انجام شده در سایر نقاط جهان نیز مؤید این مطلب است که مصرف سوخت دیزل و کودهای شیمیایی مهم‌ترین عوامل در رده اثر انرژی تجدیدناپذیر (به‌عنوان یکی از شاخص‌های میانی مؤثر بر رده خسارت منابع) می‌باشند. برای نمونه می‌توان به مطالعات انجام شده به‌منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی گیاه زراعی نیشکر در مکزیک (Meza-Palacios et al., 2019) و استرالیا (Renouf et al., 2010) اشاره نمود.

مطابق شکل ۵، مقادیر کل خسارت زیست‌محیطی برای تولید یک تن دانه سویا در استان مازندران که شامل چهار گروه آسیب سلامت انسان، کیفیت بوم‌نظام، تغییر اقلیم و خسارت به منابع می‌باشد؛ معادل ۲۲۸/۷۶ - ۴۳۹/۷۷ milli Point (mPt[1]) در شهرستان‌های مختلف بوده که در این بین شهرستان‌های گلوگاه و قائم‌شهر (به‌ترتیب ۲۲۸/۷۶

1- Point (Pt) is representative for one thousandth of the yearly environmental load of one average European inhabitant.

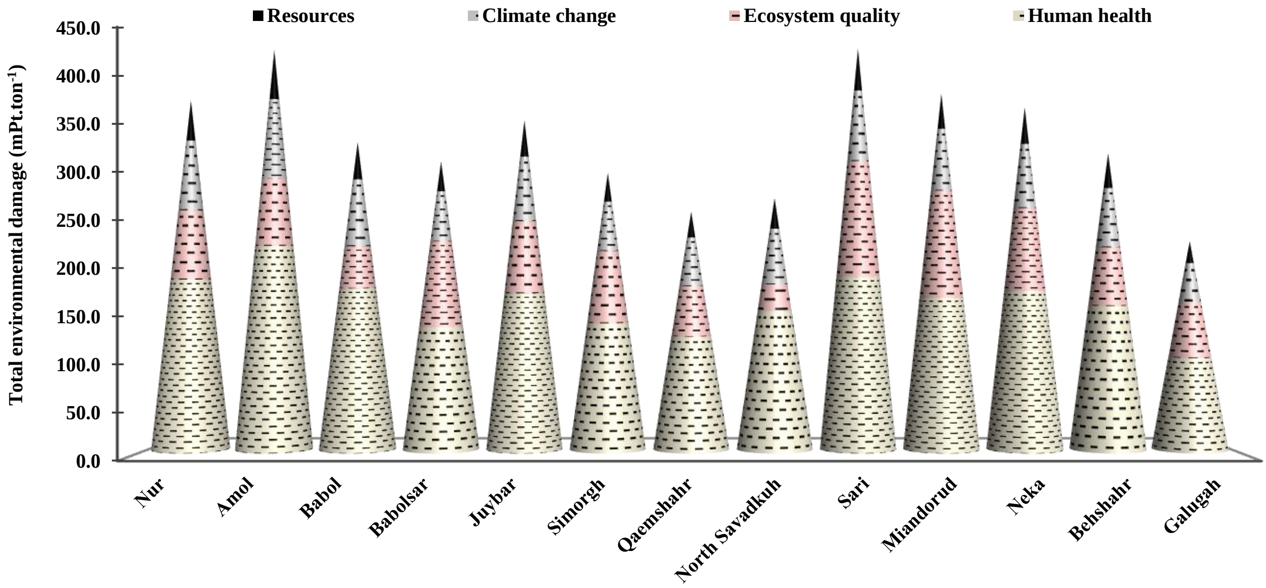
و ۲۶۱/۱۸) کم‌ترین و آمل و ساری (به‌ترتیب ۴۳۸/۰۶ و ۴۳۹/۷۷) بیش‌ترین خسارت زیست‌محیطی را داشتند. بر اساس یافته‌ها، شاخص سلامت انسان بیش‌ترین تأثیر سوء زیست‌محیطی را در تولید سویا در منطقه مازندران به همراه داشته که مصرف دو نهاده سوخت دیزل و کودهای شیمیایی در مزارع مهم‌ترین نقاط بحرانی زیست‌محیطی در این گروه آسیب بودند. نتایج مطالعه اصفهانی و همکاران (Esfahani et al., 2018) نیز نشان داد که شاخص سلامت انسان بیش‌ترین بار محیطی را در کشت ذرت علوفه‌ای داشته است. هر چند، در حال حاضر نیز تولید این محصول در استان مازندران در مقایسه با محصولی چون برنج و در سایر نقاط نیز در مقایسه با سایر گیاهان دانه روغنی مانند کلزا و آفتابگردان اثر زیست‌محیطی کم‌تری دارد؛ امّا می‌توان با اعمال مدیریت ویژه مکان[1]، مدیریت صحیح زراعی، استفاده از نهاده‌های بوم‌سازگار و ارائه تسهیلاتی در جهت نوسازی ماشین‌های فرسوده و خرید ماشین‌آلات خاک‌ورزی حفاظتی به کشاورزان این منطقه زمینه تولید پاک‌تر و توسعه کشت این محصول را در استان مازندران فراهم نمود.

بر اساس یافته‌ها، تولید سویا در مقایسه با تولید برنج در استان مازندران با رویکرد ارزیابی چرخه حیات (Saber et al., 2020) خسارت زیست‌محیطی کم‌تری از نظر چهار شاخص سلامت انسان، کیفیت بوم‌نظام، خسارت به منابع و تغییر اقلیم داشته که از دلایل عمده این اختلاف می‌توان به مصرف کم‌تر نهاده‌های سوخت دیزل، کودها و سموم شیمیایی در تولید سویا اشاره نمود. در همین راستا، نتایج مطالعه دکامین و همکاران (Dekamin et al., 2018) در بررسی اثرات زیست‌محیطی سه گیاه دانه روغنی سویا، کلزا و آفتابگردان در استان اردبیل نشان دادند که تولید سویا به‌دلیل نیاز آبی و نهاده مصرفی کم‌تر، عملکرد محیط‌زیستی بهتری در مقایسه با دو گیاه دانه روغنی کلزا و آفتابگردان داشته است. نتایج مطالعات انجام شده در کشورهای آمریکا (Moeller et al., 2017) و کانادا (Pelletier et al., 2008) نیز مؤید این مطلب است که تولید سویا در مقایسه با گیاه دانه روغنی کلزا از نظر پتانسیل گرمایش جهانی اثر زیست‌محیطی کم‌تری دارد. بر این اساس، گیاه زراعی سویا می‌تواند گیاه مناسبی از لحاظ زیست‌محیطی و زمینه خوداتکایی در تولید روغن در الگوی کشت استان مازندران باشد.

نتیجه‌گیری

به‌طور کلی، استفاده از LCA توانسته با در نظر گرفتن مقادیر هر یک از نهاده‌ها و انتشار ناشی از آن‌ها بر مبنای واحد کارکردی مشخص، سهم نظام تولیدی سویا را در ایجاد خسارت زیست‌محیطی به‌صورت گروه‌های آسیب مختلفی کمّی کند. همچنین با تعیین نقاط بحرانی زیست‌محیطی گامی در جهت مدیریت صحیح برداشته شود. در این مطالعه، مقادیر گروه‌های آسیب سلامت انسان، کیفیت بوم‌نظام، تغییر اقلیم و خسارت به منابع به‌ازای واحد کارکردی یک تن دانه سویا تولیدی در شهرستان‌های مختلف استان مازندران به‌ترتیب DALY ۰/۰۰۱۶ – ۰/۰۰۰۷، PDF×m^2×yr ۱۷۲۰/۹۴ – ۳۹۵/۹۶، kg CO_2eq ۸۵۹/۷۵ – ۴۱۵/۶۵ و MJ primary ۸۲۱۹/۴۸ – ۳۶۲۵/۷۸ به‌دست آمد. به‌نظر می‌رسد، متفاوت بودن میزان بارندگی و آب‌شویی عناصر غذایی از خاک‌های زراعی، نوع خاک و حاصلخیزی آن از نظر عناصر غذایی، استفاده از ادوات کشاورزی فرسوده و نامتناسب با زمین‌های زراعی و از همه مهم‌تر روش‌های مدیریت زراعی متفاوت می‌توانند از دلایل اختلاف مقادیر این شاخص‌ها در مناطق مختلف استان باشند. همچنین نتایج وزن‌دهی گروه‌های آسیب نشان داد که بیش‌ترین خسارت زیست‌محیطی ناشی از تولید گیاه دانه روغنی سویا در استان مازندران مربوط به شاخص سلامت انسان بوده که انتشار آلاینده‌های ناشی از احتراق سوخت دیزل و مصرف کودهای شیمیایی در مزارع بیش‌ترین سهم را در ایجاد این رده خسارت داشتند. از نظر شاخص خسارت به منابع نیز سهم دیزل به‌مراتب بیش‌تر از سایر نهاده‌ها بود. این عوامل به نوبه خود از سوء مدیریت مزارع سویا در مازندران ناشی می‌شود. به‌نظر می‌رسد مدیریت صحیح زراعی از طریق آگاهی‌بخشی به کشاورزان سویاکار نظیر وارد کردن گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن باقلا و شبدر در تناوب زراعی، خرید ارقام مناسب و گواهی‌شده، آزمون خاک مزارع برای تعیین دقیق نیاز کودی گیاه، تقسیط کود نیتروژن و مدیریت صحیح در زمان مصرف آن، به‌کارگیری کودهای زیستی (مانند تلقیح بذور با ریزوباکتری‌ها) و حمایت مسئولین امر برای ارائه تسهیلات مناسب به کشاورزان برای نوسازی ماشین‌های فرسوده و خرید ماشین‌آلات خاک‌ورزی حفاظتی می‌تواند گامی در جهت کاهش پیامدهای زیست‌محیطی و توسعه کشت این محصول ارزشمند در منطقه باشد.

1- Site-specific management (SSM)



شکل ۵- مقادیر تبعات زیست‌محیطی وزن‌دهی شده برای تولید یک تن دانه سویا در شهرستان‌های مختلف استان مازندران

Fig. 5- Weighted environmental damage for the production of 1 ton of soybean seed in different cities of Mazandaran province.

سپاسگزاری

به این وسیله از حمایت‌های مالی دانشگاه تربیت مدرس و نیز مساعدت مسئولین محترم دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، سازمان جهاد کشاورزی استان مازندران و به‌ویژه کشاورزان شریف این استان جهت جمع‌آوری داده‌های این مطالعه قدردانی می‌گردد.

References

Ahmadi, K., Ebadzadeh, H.R., Hatami, F., Abdshah, H., and Kazemian, A., 2020. Annual agricultural statistics 1. Ministry of Agriculture Planning and Economic Deputy. Available at Web site www.maj.ir. (In Persian)

Ali, H., Khan, E., and Ilahi, I., 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. Journal of Chemistry 2019: 1–14.

Alighaleh Babakhani, H., Ghavami, M., and Gharachorloo, M., 2019. Qualitative and quantitative evaluation of tocopherols and phytosterols in soybean oil distillate. Journal of Food Biosciences and Technology 9: 85-89.

Awada, L., Lindwall, C.W., and Sonntag, B., 2014. The development and adoption of conservation tillage systems on the Canadian Prairies. International Soil and Water Conservation Research 2: 47-65.

Bare, J., 2011. TRACI 2.0: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. Clean Technologies and Environmental Policy 13: 687-696.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J., 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. European Journal of Agronomy 20: 247–264.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H., 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. European Journal of Agronomy 20: 265–279.

Busari, M.A., Kukal, S.S., Kaur, A., Bhatt, R., and Dulazi, A.A., 2015. Conservation tillage impacts on soil, crop and the

environment. International Soil and Water Conservation Research 3: 119-129.

Cerutti, A.K., Bruun, S., Beccaro, G.L., and Bounous, G., 2011. A review of studies applying environmental impact assessment methods on fruit production systems. Journal of Environmental Management 92: 2277-2286.

Chomkhamsri, K., Wolf, M.A., and Pant, R., 2011. International reference life cycle data system (ILCD) handbook: Review schemes for life cycle assessment. In: M. Finkbeiner (Eds). Towards Life Cycle Sustainability Management. Springer. p. 107-117.

Cochran, W.G., 1977. Sampling Techniques (3rd Edition). John Wiley and Sons: New York, USA.

Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M. and Pengue, W.A., 2008. LCA of soybean meal. The International Journal of Life Cycle Assessment 13: 240-254.

Dekamin, M., Barmaki, M., Kanooni, A., and Mousavi Meshkini, S.R., 2018. Study of the environmental impacts of oil seed crops production in by using the life cycle assessment in Ardabil province. Journal of Agroecology 10: 160-174. (In Persian with English Summary)

Durlinger, B., Koukouna, E., Broekema, R., Van Paassen, M., Scholten, J., 2017. Agri-footprint 3.0. Gouda, the Netherlands: Blonk Consultants.

Emami, J., Abdollahzadeh, M., Abdollahi, A., and Pasandidehnia, H., 2017. Analysis of agricultural land use changes using satellite images and statistical evaluation in Mazandaran and Gilan provinces. Iranian's Ministry of Agriculture-Jahad, Agricultural Planning, Economics, and Rural Development Research Institute (APERDRI). Available at Web site www.agri-peri.ac.ir. (In Persian)

Engineering ToolBox, 2009. Combustion of fuels and nitrogen oxides (NOx) emission, [online] Available at Web site https://www.engineeringtoolbox.com/nox-emission-combustion-fuels-d_1086.html (Accessed 17-11-2019).

Esfahani, S.M.J., Naderi Mahdei, K., Saadi, H., and Dourandish, A., 2018. Evaluate the environmental impact of silage corn production in South Khorasan province. Journal of Agroecology 10: 281-298. (In Persian with English Summary)

Farahani, N., Jalili, Z., Torabi, A., Shirindoost Pashaei, A., Darabi, S.M.T., and Fazilati Saravi, M., 2020. Mazandaran Statistical Yearbook 2018. Management and Planning Organization of Mazandaran province. Available at Web site: mazandaran.mporg.ir. (In Persian)

Farahani, S.S., Soheilifard, F., Ghasemi Nejad Raini, M., and Kokei, D., 2019. Comparison of different tomato puree production phases from an environmental point of view. The International Journal of Life Cycle Assessment 24: 1817-1827.

Ghaderpour, O., Rafiee, S.H., and Sharifi, M., 2018. Life cycle assessment of alfalfa production and prediction of emissions using multi-layer adaptive neuro-fuzzy inference system in Bukan Township. Journal of Agricultural Machinery 8: 119-136. (In Persian with English Summary)

Gimeno-García, E., Andreu, V., and Boluda, R., 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. Environmental Pollution 92: 19-25.

Guinée, J.B., and Lindeijer, E., 2002. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational guide to the ISO standards (Eco-Efficiency in Industry and Science (Vol. 7)). Springer Science and Business Media.

Habibi, E., Niknejad, Y., Fallah, H., Dastan, S., and Barari Tari, D., 2019. Life cycle assessment of rice production systems in different paddy field size levels in north of Iran. Environmental Monitoring and Assessment 191: 1–23.

Hauschild, M.Z., Rosenbaum, R.K., and Olsen, S., 2018. Life Cycle Assessment. Springer.

Helali, A., 2018. Investigating the challenges and strategies for developing the value chain of oilseeds production. Iranian's Ministry of Agriculture-Jahad, Agricultural Planning, Economics, and Rural Development Research Institute (APERDRI). Available at Web site www.agri-peri.ac.ir (In Persian)

Humbert, S., Schryver, A. De, Bengoa, X., Margni, M., and Jolliet, O., 2014. IMPACT 2002 +. User Guide, Draft for version Q2.21. Quantis. 10.22005/bcu.224812

IPCC, 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In H.S. Eggleston L. Buendia K. Miwa T. Ngara and K. Tanabe (Eds.). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm

ISO 14044., 2006. Environmental management- life cycle assessment- requirements and guidelines, International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva, Switzerland. www.iso.org

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., and Rosenbaum, R., 2003. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. The International Journal of Life Cycle Assessment 8: 324-330.

Kalantari, K.H., 2017. Data Processing and Analysis in Socio-Economic Research. Farhang Saba, Tehran, Iran. (In

Persian)
Kheiralipour, K., Jafari samarbon, H., and Soleimani, M., 2017. Determining the environmental impacts of canola production by life cycle assessment, case study: Ardabil province. Iranian Journal of Biosystem Engineering 48: 517-526. (In Persian with English Summary)
Khoramdel, S., Shabahang, J., and Amin Ghafouri, A., 2017a. Evaluation of environmental impacts for rice agroecosystems using life cycle assessment (LCA). Iranian Journal of Applied Ecology 5: 1-14. (In Persian with English Summary)
Khorramdel, S., Abolhassani, L., and Rahmati, E.A., 2017b. Environmental impacts assessment of saffron agroecosystems using life cycle assessment methodology: (Case study: Torbat-e Heydarieh and Ghaen counties). Journal of Saffron Research 4: 229-248. (In Persian with English Summary)
Khorramdel, S., Koocheki, A., Nassiri Mahallati, M., and Mollafilabi, A., 2019. Study of life cycle assessment (LCA) for corn production system under Mashhad climatic conditions. Journal of Agroecology 11: 925-939. (In Persian with English Summary)
Khoshnevisan, B., Rajaeifar, M.A., Clark, S., Shamahirband, S., Anuar, N.B., Mohd Shuib, N.L., and Gani, A., 2014. Evaluation of traditional and consolidated rice farms in Guilan Province, Iran, using life cycle assessment and fuzzy modeling. Science of The Total Environment 481: 242–251.
Knudsen, M.T., Yu-Hui, Q., Yan, L., and Halberg, N., 2010. Environmental assessment of organic soybean (*Glycine max*.) imported from China to Denmark: a case study. Journal of Cleaner Production 18: 1431–1439.
Lee, K.S., and Choe, Y.C., 2019. Environmental performance of organic farming: Evidence from Korean small-holder soybean production. Journal of Cleaner Production 211: 742–748.
Majumdar, D., and Gajghate, D.G., 2011. Sectoral CO_2, CH_4, N_2O and SO_2 emissions from fossil fuel consumption in Nagpur city of central India. Atmospheric Environment 45: 4170–4179.
Manfredi, M., and Vignali, G., 2014. Life cycle assessment of a packaged tomato puree: a comparison of environmental impacts produced by different life cycle phases. Journal of Cleaner Production 73: 275-284.
Meza-Palacios, R., Aguilar-Lasserre, A.A., Morales-Mendoza, L.F., Pérez-Gallardo, J.R., Rico-Contreras, J.O., and Avarado-Lassman, A., 2019. Life cycle assessment of cane sugar production: The environmental contribution to human health, climate change, ecosystem quality and resources in México. Journal of Environmental Science and Health, Part A 54: 668–678.
Moeller, D., Sieverding, H.L., and Stone, J.J., 2017. Comparative farm-gate life cycle assessment of oilseed feedstocks in the Northern Great Plains. Biophysical Economics and Resource Quality 2: 1–16.
Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Dalgaard, T., Knudsen, M.T., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H., and Hermansen, J.E., 2013. Potential greenhouse gas emission reductions in soybean farming: a combined use of life cycle assessment and data envelopment analysis. Journal of Cleaner Production 54: 89-100.
Mousavi-Avval, S.H., Rafiee, S., Sharifi, M., Hosseinpour, S., Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P.A., and Khanali, M., 2017. Use of LCA indicators to assess Iranian rapeseed production systems with different residue management practices. Ecological Indicators 80: 31–39.
Muchuweti, M., Birkett, J.W., Chinyanga, E., Zvauya, R., Scrimshaw, M.D., and Lester, J.N., 2006. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. Agriculture, Ecosystems and Environment 112: 41-48.
Nassiri Mahallati, M., and Koocheki, A., 2018. Life cycle assessment (LCA) for wheat (*Triticum aestivum* L.) production systems of Iran: 1-Comparison of inputs level. Journal of Agroecology 9: 972-992. (In Persian with English Summary)
Nemecek, T., and Kagi, T., 2007. Life cycle inventories of agricultural production systems. Final report ecoinvent V2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf.
Nikkhah, A., Khojastehpour, M., Emadi, B., Taheri-Rad, A., and Khorramdel, S., 2015. Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology. Journal of Cleaner Production 92: 84–90.
Ntiamoah, A., and Afrane, G., 2008. Environmental impacts of cocoa production and processing in Ghana: life cycle assessment approach. Journal of Cleaner Production 16: 1735–1740.
Pelletier, N., Arsenault, N., and Tyedmers, P., 2008. Scenario modeling potential eco-efficiency gains from a transition to organic agriculture: life cycle perspectives on Canadian canola, corn, soy, and wheat production. Environmental Management 42: 989-1001.

Rahimpour, F., and Abbaspour, R.A., 2014. Zoning the soil heavy metals contamination using Kriging and RBF methods case study: Harris city. Scientific - Research Quarterly of Geographical Data 23: 55-67. (In Persian with English Summary)

Rai, P.K., Lee, S.S., Zhang, M., Tsang, Y.F., and Kim, K.H., 2019. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. Environment International 125: 365-385.

Ramachandra, T.V., and Shwetmala, 2012. Decentralised carbon footprint analysis for opting climate change mitigation strategies in India. Renewable and Sustainable Energy Reviews 16: 5820–5833.

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.P., Suh, S., Weidema, B.P., and Pennington, D.W., 2004. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environment International 30: 701-720.

Renouf, M.A., Wegener, M.K., and Pagan, R.J., 2010. Life cycle assessment of Australian sugarcane production with a focus on sugarcane growing. The International Journal of Life Cycle Assessment 15: 927-937.

Reynolds, M.P. 2010. Climate Change and Crop Production (Vol. 1). CABI.

Ristovski, Z.D., Miljevic, B., Surawski, N.C., Morawska, L., Fong, K.M., Goh, F., and Yang, I.A., 2011. Respiratory health effects of diesel particulate matter. Respirology 17: 201-212.

Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., and Shiina, T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. Journal of Food Engineering 90: 1-10.

Saber, Z., Esmaeili, M., Pirdashti, H., Motevali, A., and Nabavi-Pelesaraei, A., 2020. Exergoenvironmental-Life cycle cost analysis for conventional, low external input and organic systems of rice paddy production. Journal of Cleaner Production 263: 121529.

Savci, S., 2012. An agricultural pollutant: chemical fertilizer. International Journal of Environmental Science and Development 3: 77-80.

Sharma, M., Gupta, S.K., and Mondal, A.K., 2012. Production and trade of major world oil crops. In S.K. Gupta (Eds). Technological Innovations in Major World Oil Crops, Volume 1. Springer, New York, NY. p. 1-15.

Singh, K.P., Ghoshal, N., and Singh, S., 2009. Soil carbon dioxide flux, carbon sequestration and crop productivity in a tropical dryland agroecosystem: influence of organic inputs of varying resource quality. Applied Soil Ecology 42: 243-253.

Skaf, L., Buonocore, E., Dumontet, S., Capone, R., and Franzese, P.P., 2019. Food security and sustainable agriculture in Lebanon: An environmental accounting framework. Journal of Cleaner Production 209: 1025-1032.

Soltani, A., Rajabi, M.H., Zeinali, E., and Soltani, E., 2011. Evaluation of environmental impact of crop production using LCA: wheat in Gorgan. Journal of Crop Production 3: 201-218. (In Persian with English Summary)

Thomassen, M.A., Dalgaard, R., Heijungs, R., and De Boer, I., 2008. Attributional and consequential LCA of milk production. The International Journal of Life Cycle Assessment 13: 339-349.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., and Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418: 671-677.

United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2020. Particulate matter (PM) pollution. Available at Web site https://www.epa.gov/pm-pollution (verified 1 October 2020).

Zortea, R.B., Maciel, V.G., and Passuello, A., 2018. Sustainability assessment of soybean production in Southern Brazil: A life cycle approach. Sustainable Production and Consumption 13: 102–112.